

## МОДЕЛИРОВАНИЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЦИКЛОВ В ЭКОСИСТЕМАХ ВОДОХРАНИЛИЩ

*А.А. Цхай\*, В.Ю. Агейков*

Алтайский государственный технический университет им. И.И. Ползунова,  
Россия, 656038, Барнаул, пр. Ленина, 46; \*taa1956@mail.ru

**Резюме.** Рассмотрена проблема прогнозирования состояния водной экосистемы на основе моделирования биогеохимических циклов при заданном сценарии внешних воздействий, в том числе в случае разработки проекта будущего водохранилища. Для использования моделей предшественников, как правило, необходимы данные специальных наблюдений, которые не входят в стандартный перечень контролируемых показателей. Целями представленной статьи являются (1) анализ опыта применения модели “Биоген” на основе использования стандартных данных Росгидромета, и границ ее применимости; (2) пример развития подхода для случая структурных изменений экосистемы, расширяющего упомянутые границы. Сформулированные цели достигаются при решении конкретных практических задач по оценке состояния экосистем нескольких водохранилищ Сибири и Дальнего Востока.

**Ключевые слова.** Водная экосистема, биогеохимический цикл, фитопланктон, качество воды, проектируемое водохранилище, структурное изменение.

## BIOGEOCHEMICAL CYCLES MODELLING IN RESERVOIRS ECOSYSTEMS

*A.A. Tskhai\*, V.Yu. Ageikov*

Altai State Technical University named I.I. Polzunov  
46, Lenin Av., Barnaul, 656038, Russia; \*taa1956@mail.ru

**Abstract.** The problem of forecasting the aquatic ecosystem state on the basis of biogeochemical cycles modeling according given scenario of external influences, including case of future reservoir on the step of the project design, are considered. To use the models by predecessors, as a rule, special observations data are required, but such information is not included in the standard list of controlled indicators. This research goals are: (1) an analysis of the experience the model “Biogen” implementation, which is based on the use of the Roshydromet standard data, and the limits of its applicability; (2) an example of the development of approach for the structural changes of ecosystem that extend the aforementioned boundaries. Formulated goals are achieved in framework specific practical tasks solution to assess the state of ecosystems of several reservoirs of Siberia and the Far East.

**Keywords.** Aquatic ecosystem, biogeochemical cycles, phytoplankton, water quality, reservoir design, structural change.

## Введение

Важной проблемой управления водопользованием является прогнозирование экологического состояния водохранилища при заданном сценарии внешних воздействий. Теоретические основы оценки состояния экосистем водоемов на основе воспроизведения природных биогеохимических циклов соединений фосфора и/или азота, лимитирующих развитие гидробионтов были сформулированы уже в конце прошлого 20-го века в работах Леонова (1986), Меншуткина (1993) и других исследователей.

Вместе с тем и сегодня актуальным остается развитие методологии прогнозирования состояния экосистемы на этапе разработки проекта будущего водохранилища на основе моделирования биогеохимических циклов.

По-прежнему вызывает интерес проблема выбора эффективного описания механизма биогеохимических процессов в водных объектах. Использование существующих моделей в водохозяйственной практике затрудняется тем, что для расчетов по ним, как правило, необходимы данные специальных натуральных наблюдений, которые не входят в стандартный перечень показателей, контролируемых организациями Государственной службы наблюдений.

В связи с этим была разработана имитационная модель “Биоген” (Цхай, Агейков, 1997), ориентированная на использование стандартных данных Росгидромета (Федеральной службы РФ по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды).

Целью представленной статьи является анализ опыта использования данной модели и границ ее применимости, а также пример развития подхода, расширяющего упомянутые границы. Поставленная цель достигается при рассмотрении конкретных практических задач по оценке состояния экосистем нескольких водохранилищ Сибири и Дальнего Востока.

## Материалы и методы

Для моделирования состояния экосистем водохранилищ за основу берутся

- данные проектных изысканий в условиях заданного режима эксплуатации водохранилища,
- данные инженерных расчетов гидротермических условий.

Сценарии начальной информации и по притокам составлены по данным научных экспедиций, а также Государственной службы наблюдений.

После этого проводится идентификация и верификация разработанных математических моделей, структура которых определяется поставленными перед разработчиками задачами.

Следующим шагом является предварительная балансовая оценка поступлений биогенных соединений в водоем. Затем записывают математическую модель будущего объекта, которая может быть различной по пространственной сложности конструкции, в зависимости от вопроса, на который нужно найти ответ с помощью моделирования.

Следует учитывать, что чаще всего целесообразно пользоваться наиболее простыми моделями. Любое усложнение или повышение размерности модели, как правило, ведет к резкому увеличению объема требуемой исходной информации, которая в большинстве случаев сама по себе весьма приближительна, что, разумеется, не способствует точности полученных результатов. В связи с этим обычно стараются обойтись максимально простыми средствами, и если это возможно, например, при прогнозе трофности водоема, вообще без применения имитационного моделирования, с помощью анализа внешних потоков веществ (Vollenweider, 1975).

В случае, когда имитационную модель все же приходится строить, специальной задачей становится разработка большого числа различных сценариев изменения входных данных, максимально полно охватывающих, в том числе, предельные случаи – для получения заслуживающих внимание результатов моделирования, которые затем подвергаются специальному анализу.

Как правило, при четком взаимодействии проектировщикам и специалистам по моделированию удается сформулировать ясные постановки практических задач, на которые могут быть получены конкретные обоснованные ответы в рамках сделанных предположений и допущений.

При проектировании водохранилищ достаточно частой является ситуация, когда водного объекта еще не существует, и речь идет, по сути, об экологической оценке состояния будущего водоема с помощью средств имитационного моделирования (Цхай, Леонов, 1995). Результаты такого прогноза в совокупности с оценками экспертов, другими косвенными соображениями служат дополнительными аргументами, в частности, при принятии решения о возможности зарегулирования речного стока в конкретных физико-географических и техногенных условиях.

В таком случае важно выбрать подходящий аналог для проектируемого по характеру гидротермических и биохимических процессов, протекающих в экосистеме – реально существующий водоем. Это нужно для того, чтобы использовать численные значения внутренних параметров имитационной модели, откалиброванной на водоеме-аналоге, в прогнозных расчетах для проектируемого объекта. Подбор аналога, полностью идентичного будущему водохранилищу задача – неразрешимая, однако, в большинстве случаев удается найти водоем, находящийся в той же географической зоне, со сходными морфометрическими, гидрологическими характеристиками.

Для оценки состояния экосистем водохранилищ в работе использовалась модель «Биоген», с одной стороны, использующая контролируемые Государственной службой наблюдений показатели, с другой, воспроизводящая биогеохимические циклы трансформации соединений лимитирующих элементов: азота и фосфора (Цхай, Агейков, 1997). В модели использован набор данных наблюдений, включающий в себя стандартные показатели качества воды: содержание  $O_2$ , фитопланктона, минеральных форм  $N$  и  $P$  (рис. 1). Переменных  $C_i$ , динамика которых моделируется, 13. Восемь из них относятся к водной среде ( $i=1-8$ ), соответственно:  $N-NH_4$ ,  $N-NO_2$ ,  $N-NO_3$ ,  $F$  – биомасса фитопланктона,  $D$  – взвешенные вещества,  $I$  – ортофосфатный фосфор,  $C$  –

растворенные органические вещества,  $O_2$ . Пять (при  $i=9-13$ ) – к донным отложениям:  $C_B$  – органические вещества, участвующие в обменных процессах; фосфор и азот, соответственно, интерстициальные –  $P_B$  и  $N_B$ ; сорбированные на твердой фазе –  $P_S$  и  $N_S$ . На схеме указана также переменная  $C_N$  – не активные органические вещества, входящие в состав скелета донных отложений.

Можно сказать, что в модели учтены компоненты водной экосистемы, играющие наиболее существенную роль в процессах трансформации биогенных соединений в Новосибирском водохранилище (Подлипский, Чайковская, 1985).

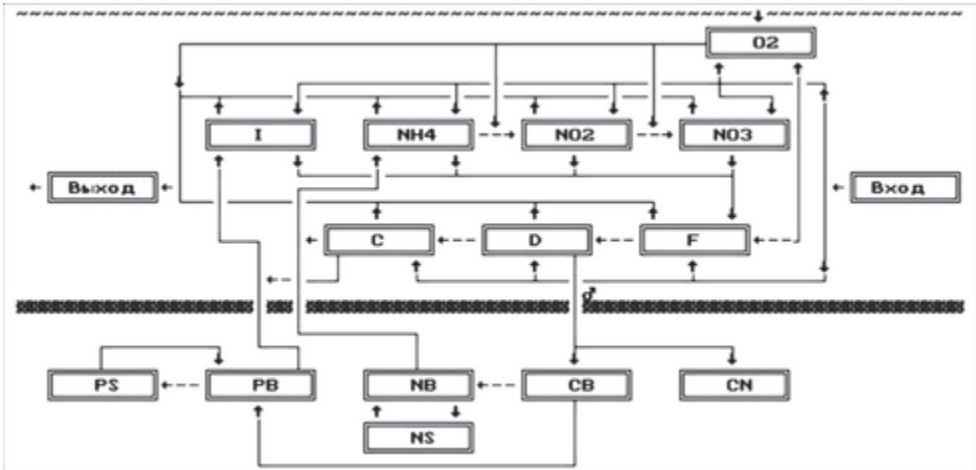


Рисунок 1. Схема биохимической трансформации компонентов водной экосистемы, описываемая моделью "Биоген"

Отсутствие достаточного объема информации не позволило обоснованно ввести в качестве отдельной переменной гетеротрофные бактерии. В модели "Биоген" процессы минерализации органических веществ (ОВ) характеризуются реакцией первого порядка со скоростью, заданной в виде температурной функции.

По мере накопления натуральных данных о жизнедеятельности перечисленных типов микроорганизмов можно уточнять перечень компонентов модели и схему их взаимодействия. Сейчас же модель "Биоген" по набору переменных аналогична ряду моделей качества воды (Schnoor et al, 1987) и характеризуется следующими упрощениями: стехиометрические отношения концентраций  $C$ ,  $N$  и  $P$  в компонентах экосистемы постоянны; содержание  $C$  составляет в экосистеме около половины общего веса в неживой органической массе; основной источник взвеси в речной воде – частицы почвы, смытые с водосборной площади. Содержание ОВ (10% общего веса взвеси) на входе коррелирует с содержанием взвеси в поверхностном слое доминирующего на водосборе типа почвенного покрова. Для водоема, где основной источник взвеси – отмерший планктон, такое предположение неприемлемо.

Уравнения модели, описывающие трансформацию соединений в водной толще в нульмерном приближении, имеют вид:

$$\frac{d(C_i W)}{dt} = WR_i + Q^p C_i^p - Q_- C_i + J_i \Omega + G_i L \quad (1)$$

где  $W$  – объем водохранилища,  $t$  – время,  $R_i$  – скорость биохимической трансформации соответствующего соединения  $C_i$ ,  $Q^p$  и  $C_i^p$  – расход реки и концентрации компонентов в ней,  $Q_-$  – расход попуска из водохранилища,  $J_i$  – массовый поток на межфазной поверхности,  $\Omega$  – площадь зеркала водохранилища,  $G_i$  – боковая нагрузка, характеризующая поступления с берегов,  $L$  – длина водохранилища.

Полная запись членов  $R_i$  с численными значениями коэффициентов приведена в работе Цхай и Агейкова (1997).

Калибровка имитационной модели "Биоген" была осуществлена с помощью данных наблюдений, проведенных на Новосибирском водохранилище, которое создано на Оби в 1957 г. (створ гидроузла расположен выше Новосибирска). До настоящего времени это водохранилище – крупнейшее в Западной Сибири. Оно служит в основном для удовлетворения нужд энергетики, водного транспорта и водоснабжения. Водохранилище представляет собой неширокий, вытянутый с юго-запада на северо-восток водоем протяженностью ~ 180 км. Граница выклинивания подпора при отметке НПУ расположена в районе Камня-на-Оби. Водохранилище осуществляет сезонное регулирование речного стока с ежегодной сработкой уровня на 5 м. Средняя его глубина составляет 8.2 м, объем и площадь зеркала при НПУ – соответственно 8.8 км<sup>3</sup> и 1070 км<sup>2</sup>, полезный объем – 4.4 км<sup>3</sup>. Озерная часть водохранилища представляет собой чашу, где происходит формирование качества воды, поступающей в нижний бьеф. При отметке НПУ в озерной части сосредоточено 73% всего объема вод водохранилища. При сработке водохранилища доля озерной части возрастает до 90%.

По продуктивности, содержанию биогенных и органических веществ (ОВ) Новосибирское водохранилище относят к олигомезотрофному типу. Общая биомасса фитопланктона в стоке из водохранилища невысокая (иногда ≤ 0.68 мг л<sup>-1</sup>). В 1981 году ее максимум (1.1 - 1.77 мг л<sup>-1</sup>) отмечен в конце августа – сентябре. Видовой состав доминирующих сообществ фитопланктона меняется в течение года неоднократно. В апреле - мае преобладали *Cyclotella* и *Stephanodiscus*, к концу июня усилилась роль *Melosira granulata var. granulata*. Затем биомасса диатомовых резко падает, и они уступают место синезеленым и зеленым водорослям. Со второй декады июля по сентябрь преобладающим видом фитопланктона становится *Aphanizomenon flosaquae*, зимой – *Asterionella formosa*.

В 1981-82 гг. было проведено комплексное изучение Новосибирского водохранилища (Подлипский, Чайковская, 1985) и получен набор данных, позволяющий выполнить предварительное модельное описание процессов в экосистеме водохранилища. Речь идет о данных по водному и температурному режимам, морфометрии и актинометрии водохранилища. Версия внутригодового распределения компонентов во входном створе (Камень-на-Оби)

выбрана исходя из реального содержания минеральных форм  $N$  ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ),  $P$ ,  $O_2$ , хлорофилла "а", фитопланктона, органических и взвешенных веществ с учетом эмпирических соотношений (см. Определения..., 1970; Никаноров, 1989).

Вопрос о методах обработки данных наблюдений для последующего использования в моделях – один из важнейших. В силу реальной стохастичности речных процессов каждое конкретное измеренное значение концентрации химического соединения в реке является случайным. Поэтому для использования содержания переменной в качестве входной информации модели необходимо установить значение корреляции множества наблюдавшихся концентраций в этот период от соответствующих гидрологических факторов. В отсутствии зависимостей и низкой корреляции величин использованы их средние значения.

Неизвестные параметры модели "Биоген" определяются в пределах интервалов характерных значений минимизацией статистического критерия Тейла  $F$  для каждого из компонентов водной экосистемы

$$F = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n X_i^2 + \sum_{i=1}^n Y_i^2}}, \quad (2)$$

где  $n$  – число наблюдений;  $X_i$  и  $Y_i$  – соответственно, расчетные и измеренные величины содержания веществ.

На рис. 2 приведены результаты сопоставления расчетных и наблюдавшихся в 1981 г. среднемесячных концентраций веществ у замыкающего створа Новосибирского водохранилища.

На долю приточности с берегов водохранилища приходится  $\leq 6\%$  водного стока реки (Подлипский, Чайковская, 1985). Специальные расчеты для потоков  $N$  и  $P$  с берегов водохранилища, составляющих  $6\pm 6\%$  биогенной нагрузки реки, не выявили существенной разницы в годовой изменчивости компонентов модели. Предполагалось, что береговая биогенная нагрузка на водохранилище в период открытой воды равномерно распределена по месяцам.

Следует отметить начало работ (Семчуков, 2013) по адаптации модели WASP5 для имитации динамики данных упомянутых наблюдений (Подлипский, Чайковская, 1985). Если эта попытка в будущем будет завершена удовлетворительными результатами статистической проверки адекватности расчетных значений данным наблюдений, то возникнет принципиальная возможность проведения анализа экологических процессов в Новосибирском водохранилище на основе и другого модельного обеспечения.

Далее необходимо обозначить пределы допустимости применяемого модельного подхода. Поведение прогнозируемого объекта – по построению подобно поведению водоема-аналога.

В то же время, на самом деле, самый сходный аналог, в любом случае имеет индивидуальную, совершенно иную структуру экосистемы с точки зре-

ния видового состава и уровня развития агрегированных звеньев трофической цепи.

Тем более, очевидно, выходят за рамки изложенного подхода предсказания новых качественных эффектов, связанных с вариантами развития сукцессии сообществ гидробионтов, с возможными откликами экосистемы на нарушение природного гомеостаза.

В развитие подхода были использованы идеи структурно-динамического моделирования, сформировавшегося в конце прошлого 20-го века (например, Jørgensen, 1986). Его основой служит достаточно ясная идея: считать вектором изменения биоразнообразия в экосистеме – принцип естественного отбора Дарвина.

В приложении к рассматриваемым задачам – это означает учет вариации видового состава и уровня развития сообществ водорослей, моделируемых агрегированной переменной – фитопланктоном. В свою очередь такой учет приводит к изменению значений коэффициентов физиологической активности фитопланктона в течение года. При этом из множества соответствующих траекторий поведения экосистемы в модельном расчете реализуется та, при которой достигается максимум значения термодинамической характеристики – эко-эксергии, отражающей удаленность системы от состояния «мертвой» субстанции.

Функциональная зависимость величины эко-эксергии пресноводного биоценоза от текущего значения биомассы фитопланктона и детрита определена путем специальных исследований (Li, Grauer, 1991).

Применение модифицированной модели, с одной стороны, характеризует структурные изменения в экосистеме водоема, с другой – улучшает соответствие результатов расчетов натурным данным.

## Результаты и обсуждение

При эксплуатации Новосибирского водохранилища возник вопрос о влиянии сработки Новосибирского водохранилища до уровня мертвого объема (УМО), а также на 1, 2 и 3 м ниже УМО на качество воды, в меженьный период, до наступления паводка, заполняющего водохранилище до нормального подпорного уровня.

В результате увеличения расхода попуска через ОБГЭС условия функционирования экосистемы Новосибирского водохранилища очевидно изменятся. Требовалось оценить: как это повлияет на качество воды, сбрасываемой в нижний бьеф.

Для расчета водного баланса использовалось следующее уравнение:

$$\frac{dW}{dt} = \Omega \cdot \frac{d\bar{H}}{dt} = Q_+ - Q_- , \quad (3)$$

где  $Q_-(t)$  и  $\bar{H}(t)$  – расход попуска и ход отметки уровня водохранилища в верхнем бьефе, полученные из ежесуточных наблюдений постов Росгидро-

---

мета за 1981-82 гидрологический год; величина  $\Omega(t)$  – определялась по данным морфометрии Новосибирского водохранилища. По уравнению (3) определены текущие величины расхода поверхностного притока  $Q_+ = Q_+(t)$ .

Далее выбирались следующие варианты регулирования стока. В реальном варианте отметка уровня опускалась на 1 м 87 см ниже УМО.

Варианты 1-3 совпадают с реальным вариантом до декабря, а далее путем расчетов подбиралось постоянное в течение периода до наступления паводка значение расхода попуска так, чтобы отметка уровня водохранилища опустилась, соответственно, до УМО в варианте 1, до УМО минус 1 м в варианте 2 и на 3 м ниже УМО в варианте 3.

После достижения минимальной отметки уровня график расхода попуска поддерживался постоянным до момента пересечения его с кривой реального попуска весной 1982 г., после чего его величина изменялась так, как в реальных условиях моделируемого периода.

Другими словами, по сравнению с реальной ситуацией попуск был «придержан» таким образом, чтобы уровень воды в верхнем бьефе понизился не на 1 м 87 см ниже УМО, как было на самом деле, а лишь достиг УМО в первом варианте и (УМО минус 1 м) - во втором.

Результаты расчетов по модели экосистемы Новосибирского водохранилища, проведенных для ответа на поставленный вопрос, представлены на рис. 2.

Проведенные модельные расчеты показали, что определяющим фактором динамики концентрации вещества в Новосибирском водохранилище при изменении зимнего меженного стока является процесс разбавления.

На вопрос о динамике качества воды под влиянием изменения графика эксплуатации водохранилища был дан следующий ответ. Предложенные варианты понижения уровня сработки Новосибирского водохранилища в зимнюю межень на 1-3 м ниже УМО приведут к изменению средних по объему концентраций моделируемых веществ во второй значащей цифре, т.е. влияние этого фактора незначительно.

Проведенные расчеты (на графиках – справа варианты 1, 2, 3, соответственно) показали, разницу во второй-третьей значащей цифре в марте, месяце, предшествующем паводку, что было признано несущественным.

Прогнозные расчеты по построенной модели проводились также для проектируемого Крапивинского водохранилища, для которого плотину предполагалось возвести примерно в трехстах километрах от Новосибирского водохранилища, считавшегося аналогом проектируемому в выполненном исследовании.

На рис. 3 – исходные гидрологические данные, включая показатели качества воды в притоке, а также расчетные кривые для средневодного года при использовании актуального (вариант 1) и усредненному за многолетний период (вариант 2) сценариев гидрохимических условий в притоке. Специально проводились расчеты для анализа чувствительности модели на изменение содержания планктона (вариант 3).

---



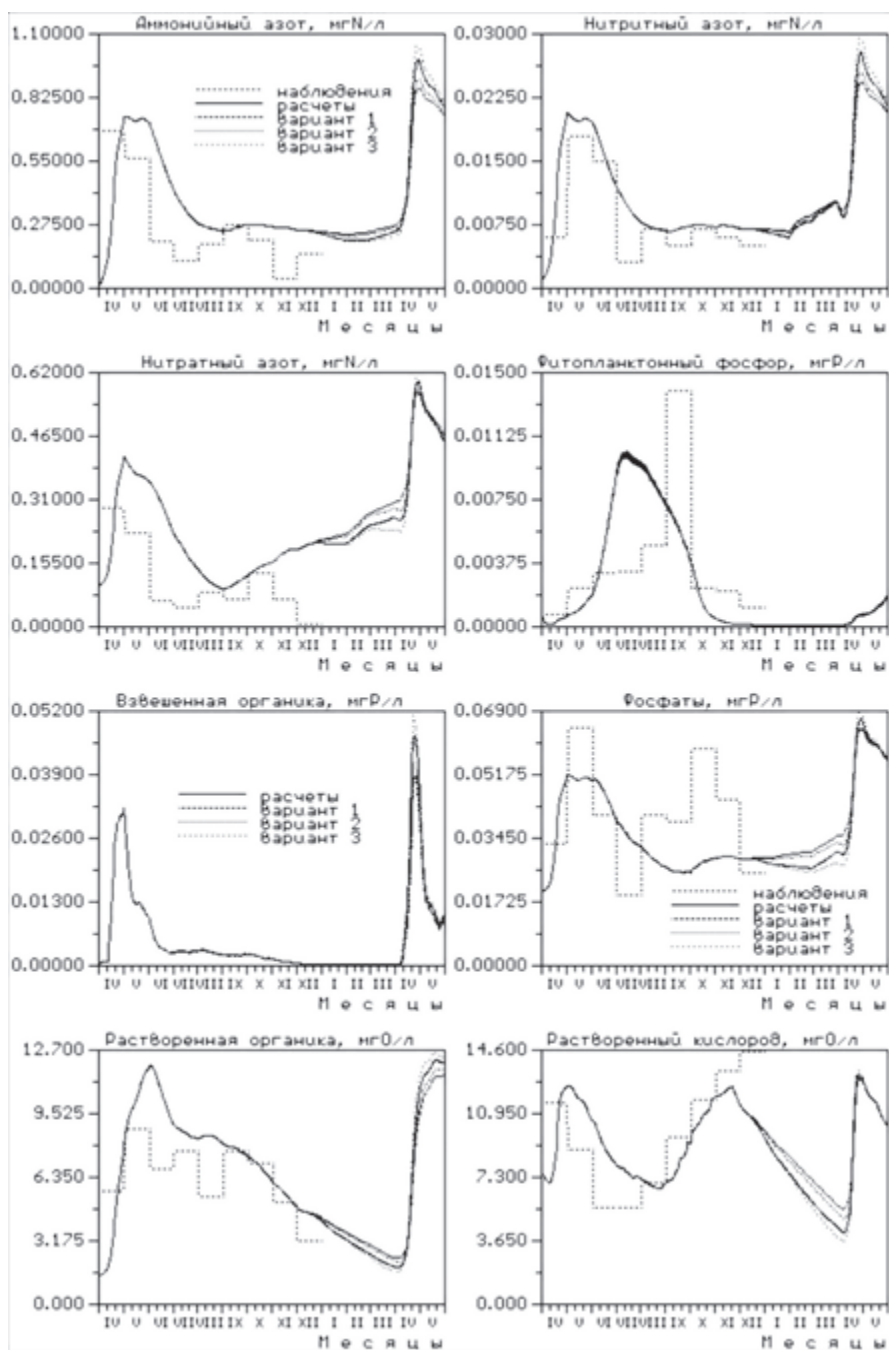


Рисунок 2. Результаты калибровки модели "Биоген" и ее реализации для различных вариантов сработки уровня Новосибирского водохранилища в условиях 1981-1982 гидрологического года

На основании численного моделирования были сделаны выводы о качестве воды в проектируемом водохранилище после периода становления. В частности, о том, что водохранилище не будет существенно отличаться по

содержанию фитопланктона от Новосибирского. Содержание азотных форм и кислорода ожидается меняющимся в пределах ПДК практически в течение всего года. При этом взвешенные вещества интенсивно оседают на дно, составляя менее 30% от заданных концентраций на входе.

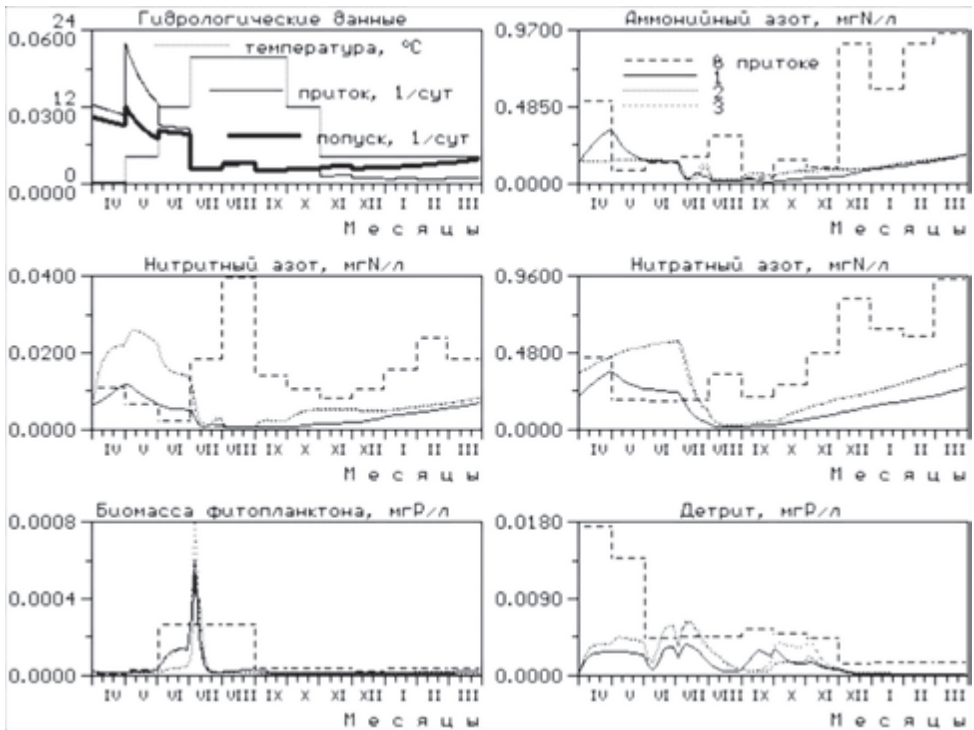


Рисунок 3. Прогноз качества воды в проектируемом Крапивинском водохранилище для условий среднегодового года

Разработанная модель биогеохимических циклов была применена также для прогнозной оценки качества воды после периода становления в проектировавшемся на реке Колыма Усть-Среднеканском водохранилище, имеющем аналогичные Новосибирскому гидротехнические характеристики (см. рис. 4). При этом коэффициенты трансформации веществ проверялись в специальных расчетах, выполненных на данных близлежащего существующего Колымского водохранилища.

Из выводов по результатам моделирования можно отметить следующее:

- 1) Проектируемое водохранилище будет относиться к олиготрофному типу и не будет существенно отличаться по содержанию фитопланктона от Колымского водохранилища в современном состоянии. Средняя по объему водохранилища биомасса фитопланктона в летний период будет достигать  $0.27 \text{ мг л}^{-1}$ .
- 2) Содержание нитритов и нитратов в водохранилище будет изменяться в пределах ПДК. Превышение ПДК по аммонийному азоту в отдельные периоды времени может достигать двух-трех раз.
- 3) Средняя по объему водохранилища концентрация кислорода в течение года будет колебаться в пределах  $8-11 \text{ мг л}^{-1}$ , что выше значения ПДК.

Сейчас, после завершения основной части строительства Усть-Среднеканской ГЭС, можно констатировать, что модельный прогноз подтвердился.

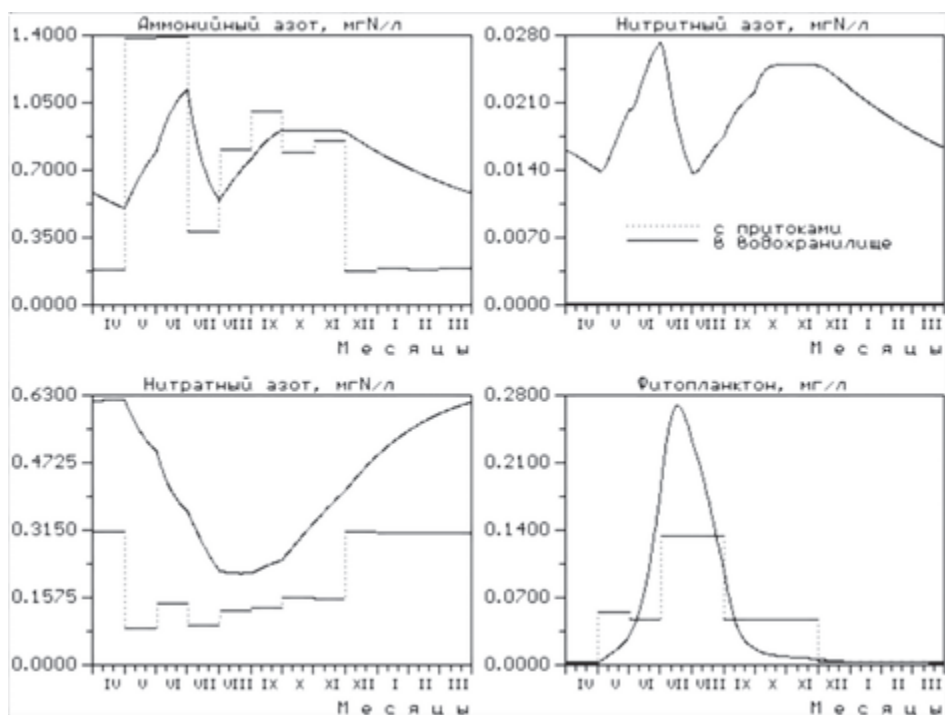


Рисунок 4. Прогноз качества воды в проектируемом Усть-Среднеканском водохранилище для условий 1959-60 гг.

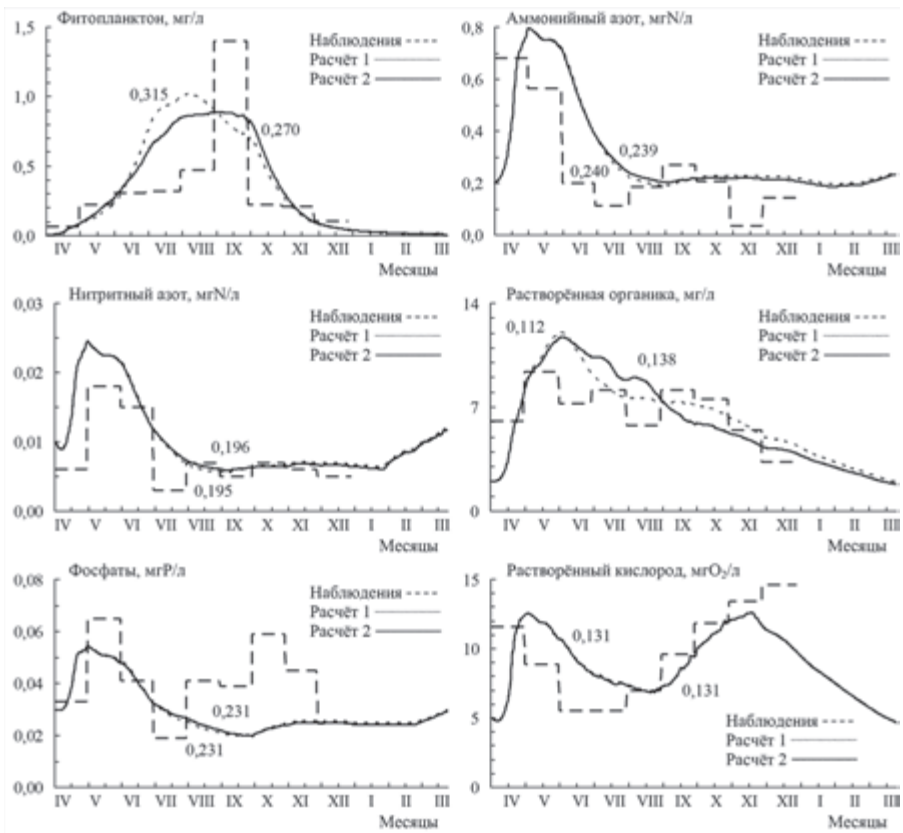
Синергия способов моделирования биогеохимической циклов с применением методов неравновесной термодинамики, охарактеризованная в предыдущем пункте, привела к модификации модели, использовавшейся в представленных исследованиях.

Изменение в расчетах по модифицированной модели значений коэффициента выделительной активности в течение года, с одной стороны, характеризует структурные изменения, связанные со сменой доминирующих видов водорослей, с другой – приводит к уменьшению значения критерия адекватности расчетных и натуральных данных по фитопланктону, что можно видеть на рис. 5.

Линии пунктира обозначают данные наблюдений. Кривая «Расчет 1» является результатом традиционного способа моделирования биогеохимических циклов. Кривая «Расчет 2» характеризует модифицированный способ моделирования. Модификация – в том, что для каждого расчетных суток выбирался вариант изменения внутренних параметров модели, отвечающий соответствующему максимальному значению термодинамической характеристики экосистемы – эко-эксергии.

Числа на графиках – это значения статистического критерия Тейла (2), характеризующего адекватность результатов расчета натурным данным. На

каждом графике: слева – значение критерия при традиционном способе моделирования; справа – при модифицированном.



**Рисунок 5.** Расчет динамики компонентов экосистемы Новосибирского водохранилища по модифицированной модели «Биоген» в сравнении с традиционным подходом

Значение критерия Тейла по динамике фитопланктона в течение года уменьшилось, т.е. соответствие расчетных результатов натурным данным улучшилось примерно на 14%. Пик расчетной кривой фитопланктона сдвинулся на сентябрь с августа так, как было и на самом деле по данным наблюдений. При этом, как видно по значениям, да и визуально, в расчетах по модифицированной модели динамика кислорода, а также соединений азота и фосфора практически не изменилась по сравнению со случаем применения традиционного способа моделирования без учета сезонных изменений видового состава фитопланктона.

Таким образом, можно сделать вывод, что применение модифицированного способа моделирования улучшает качество воспроизведения динамики контролируемых показателей. Представляется, что предложенная модификация способа моделирования биогеохимических циклов позволит продвигаться дальше в развитии методов оценки состояния водных экосистем.

## Благодарности

Исследование выполняется в рамках десятой темы «Воздействие водохранилищ» плана Научного десятилетия 2013-2022 гг. Международной ассоциации гидрологических наук – Panta Rhei – «Изменение гидрологии и общества».

## Список литературы

Леонов А. В. 1986. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере оз. Балатон). – М., Наука., 151 с.

Меншуткин В. В. 1993. Имитационное моделирование водных экологических систем. – СПб., Наука, 158 с.

Подлипский Ю. И., Чайковская Т. С. 1985. Комплексные исследования Новосибирского водохранилища. – М., Гидрометеиздат, 134 с.

Никаноров А. М. 1989. Справочник по гидрохимии. – Л., Гидрометеиздат, 392 с.

Определения, единицы измерения и эквиваленты, используемые при изучении пресноводной продуктивности. 1970. – Л., Советский национальный комитет международной биологической программы, 31 с.

Семчуков А.Н. 2013. Моделирование качества воды Новосибирского водохранилища. – Мир науки, культуры, образования, № 2, с. 317-322 (часть 1); № 3, с. 434-438 (часть 2).

Цхай А. А., Агейков В. Ю. 1997. Математическое моделирование процессов трансформации соединений азота и фосфора и изменчивости кислородного режима в водохранилищах. – Водные ресурсы, т. 24, № 6, с. 718-728.

Цхай А. А., Леонов А. В. 1995. Прогнозирование качества воды в проектируемом водохранилище на основе модели трансформации азота и фосфора. – Водные ресурсы, т. 22, № 3, с. 261-272.

Jørgensen S. E. 1986. Structural dynamic model. – Ecological Modelling, vol. 31, No. 1-4, pp. 1-9.

Li W. H., Grauer D. 1991. Fundamentals of Molecular Evolution. – Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 660 p.

Schnoor J. L., Sato C., McKetchnie D., Sahoo D. 1987. Processes, Coefficients and Models for Simulating Toxic Organics and Heavy Metals in Surface Waters. – Athens, US EPA, 365 p.

Vollenweider R. A., 1975. Input-output models. – Schweiz. Z. Hydrol., vol. 37, pp. 53-84.

## References

Leonov A. V. 1986. *Matematicheskoe modelirovanie transformatsii soedinenii fosfora v presnovodnykh ekosistemakh (na primere oz. Balaton)* [Mathematical Modelling of the Phosphorus Compounds Transformation in Freshwater Ecosystems (on example the Balaton-lake)]. Moscow, 151 p.

---

---

Menshutkin V. V. 1993. *Imitatsionnoe modelirovanie vodnykh ekologicheskikh sistem* [Simulation modeling of aquatic ecosystems]. St. Petersburg, 158 p.

Podlipskii Iu. I., Chaikovskaia T. S. 1985. *Kompleksnye issledovaniia Novosibirskogo vodokhranilishcha* [A comprehensive study of the Novosibirsk reservoir]. Moscow, 134 p.

Nikanorov A. M. 1989. *Spravochnik po gidrokhimii* [Handbook on hydrochemistry]. St. Petersburg, 392 p.

*Opredeleniia, edinitsy izmereniia i ekvivalenty, ispol'zuemye pri izuchenii presnovodnoi produktivnosti* [Definitions, units of measure and equivalents used in the study of freshwater productivity]. 1970. St. Petersburg, 31 p.

Semchukov A.N. 2013. Modelirovanie kachestva vody Novosibirskogo vodokhranilishcha [Water quality modeling for the Novosibirsk reservoir]. *Mir nauki, kul'tury, obrazovaniia* [World of Science, Culture, Education], no. 2, pp. 317-322 (part 1); no. 3. pp. 434-438 (part 2).

Tskhai A.A., Ageikov V. Yu. 1997. Matematicheskoe modelirovanie protsessov transformatsii soedinenii azota i fosfora i izmenchivosti kislorodnogo rezhima v vodokhranilishchakh [Mathematical modeling of transformation processes for nitrogen and phosphorus compounds and oxygen regime changes in reservoirs]. *Vodnye resursy – Water resources*, vol. 24, no. 6, pp. 718-728.

Tskhai A.A., Leonov A. V. 1995. Prognozirovanie kachestva vody v proektiruемом vodokhranilishche na osnove modeli transformatsii azota i fosfora [Water quality forecast for designing reservoir based on the model for nitrogen and phosphorus compounds transformation]. *Vodnye resursy – Water resources*, vol. 22, no. 3, pp. 261-272.

Jørgensen S.E. 1986. Structural dynamic model. – *Ecological Modelling*, vol. 31, No. 1-4, pp. 1-9.

Li W. H., Grauer D. 1991. *Fundamentals of Molecular Evolution*. – Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 660 p.

Schnoor J. L., Sato C., McKetchnie D., Sahoo D. 1987. *Processes, Coefficients and Models for Simulating Toxic Organics and Heavy Metals in Surface Waters*. – Athens, US EPA, 365 p.

Vollenweider R. A., 1975. Input-output models. – *Schweiz. Z. Hydrol.*, vol. 37, pp. 53-84.

*Статья поступила в редакцию: 27.04.2017*

*После переработки: 19.05.2017*