

На правах рукописи

КРЕСТИН
Сергей Васильевич

**МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ
ПРОСТРАНСТВЕННО - РАСПРЕДЕЛЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ
(НАПРИМЕРЕ ПРОЦЕССОВ "ЦВЕТЕНИЯ ВОДЫ"
ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ)**

Специальность - 03.00.16

Экология

АВТОРЕФЕРАТ

диссертации на соискание ученой степени

кандидата технических наук

Ульяновск 2004

2005-4
22812

На правах рукописи

КРЕСТИН
Сергей Васильевич

**МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ
ПРОСТРАНСТВЕННО - РАСПРЕДЕЛЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ
(НА ПРИМЕРЕ ПРОЦЕССОВ "ЦВЕТЕНИЯ ВОДЫ"
ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ)**

Специальность - 03.00.16

Экология

АВТОРЕФЕРАТ

диссертации на соискание ученой степени

кандидата технических наук

Ульяновск 2004

Работа выполнена в Институте экологии Волжского бассейна РАН

Научный руководитель: - Член-корреспондент РАН,
заслуженный деятель науки РФ,
доктор биологических наук,
профессор Розенберг Г.С.

Официальные оппоненты: - Доктор технических наук,
профессор Виттих В.А.

- Доктор физ. - мат. наук,
профессор Голунков Ю.В.

Ведущая организация - Центр междисциплинарных
исследований по проблемам
окружающей среды РАН
(г. Санкт-Петербург)

Защита состоится «26» ноября 2004 г. в 14 часов
на заседании диссертационного совета ДМ 212.278.03 при Ульяновском госу-
дарственном университете по адресу: 432970 г. Ульяновск ул. Л. Толстого 42
ауд. 703, тел./факс: (8422) 32-08-10, e-mail: mk@sv.uven.ru.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Ульяновского госу-
дарственного университета по адресу: 432970 г. Ульяновск ул. Л. Толстого 42.

Автореферат разослан «23» октября 2004 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета
кандидат биологических наук, доцент



Пантелеев С.В.

930942

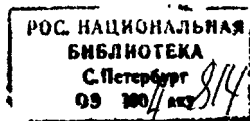
Общая характеристика работы

Диссертация посвящена построению и исследованию математических моделей, описывающих процесс эвтрофирования (процесс новообразования органического вещества в водоеме, в первую очередь - интенсивное развитие фитопланктона) водоемов. Построенные модели представляют собой системы дифференциальных уравнений, которые решаются посредством явных разностных схем.

Актуальность темы Из истории развития озер известно, что на протяжении их существования обычно происходит процесс повышения трофии: водоемы из олиготрофных превращаются в мезо- и эвтрофные. Понятие «трофии» введено в гидробиологию и лимнологию во втором десятилетии XX века (А. Тиннеман, Науман, Дж. Хатчинсон) для характеристики способности водоема воспроизводить органическое вещество как основу рыбопродуктивности (Хатчинсон, 1969; Константинов, 1972; Россоломо, 1977; Дракцова, Сорокин, 1979; Эвтрофирование..., 1980; Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990). В 50-60-е годы В. Оле (Ohle, 1955) предложил концепцию трофической типизации водоемов, основанную на оценке интенсивности круговорота органического вещества. При этом основным показателем эвтрофирования является величина первичной продуктивности фитопланктона. Этот подход был назван продукционно-биологическим (Винберг, 1960; Rodhe, 1969; Россоломо, 1977). В 70-80-х годах стали появляться первые количественные (статистические) зависимости, связывающие продуктивность фитопланктона с целым рядом экологических параметров (прозрачность воды, содержанием органического фосфора, азота, углерода, скоростью фотосинтеза, биологическим потреблением кислорода и пр.). Но все эти зависимости не объясняли феномен «цветения воды». Следующий шаг в исследовании - построение математических моделей.

Известно два подхода к построению математических моделей для изучаемого явления. Первый подход, называемый имитационным (портретным) моделированием, который заключается в получении статистических зависимостей через изменение биогенных элементов (Р. Мак - Артур, Дж. Хатчинсон). Данный подход успешно используется для прогнозирования развития процесса эвтрофирования водоемов, но не позволяет в целом охватить экосистему.

Второй подход лишен данного недостатка. Его авторы (А. Д. Базыкин, Ю.М. Свиричев, Д.О. Логофет, Н.А. Абросов, А.Г. Боголюбов), основываясь на представлении о водоеме как о замкнутой экосистеме, моделируют эвтрофирование с помощью системы обыкновенных дифференциальных уравнений первого порядка. Рассматриваются два случая: популяции конкурируют между собой за доступ к пище (модель "два конкурента", авторы: А. Лотка 1925 г., В. Вольтерра 1926 г., Г.Ф. Гаузе 1933 г.), и популяции, способные непосредственно поедать одна другую (модель "хищник-жертва", авторы А. Лотка 1925 г., В. Вольтерра 1931 г.). В отличие от первого подхода, данный метод позволяет не только прогнозировать течение процесса эвтрофирования, но и затрагивает его механизмы и их сущность.



Однако, в действительности, водоем не всегда можно с достаточной точностью полагать замкнутой экосистемой. В настоящей работе предлагается рассмотрение водоема с позиций системной экологии как единого целого, в котором тесно взаимосвязаны как биотические компоненты и процессы (конкуренция, трофическая структура гидробиоценозов), так и абиотические (поступление биогенов, загрязнение, изменение температурного режима). Анализ построенных моделей позволил объяснить ряд наблюдаемых экологических феноменов (пики «цветения» водоемов, «волну цветения» по акватории водоема и др.).

Связь темы диссертации с плановыми исследованиями. С 1991 г. работа проводилась по теме НИР РАН 3.1.5 «Зональная изменчивость гидробиологических процессов в Волго-Камской водной системе в условиях зарегулированности речного стока и химического загрязнения». С ноября 1997 г. представленная работа является составной частью тематического плана научно-исследовательских работ ИЭВБ РАН по теме 2.33.6.4 - «Изучение закономерностей формирования качества вод в пресноводных экосистемах, находящихся под антропогенным воздействием».

Цели и задачи исследований. Целью работы является разработка и анализ математических моделей пространственно-распределенных экосистем для описания явления «цветения воды».

Достижение указанной цели связано с решением следующих частных задач:

- 1) Построение и исследование локальной модели эвтрофирования водохранилища для объяснения двух пиков «цветения» синезеленых водорослей, наблюдаемых в природных экосистемах.
- 2) Построение и исследование одномерной и двумерной пространственно-распределенных моделей: одномерной - для объяснения двух пиков «цветения» синезеленых водорослей, двумерной - для объяснения волны концентрации синезеленых водорослей.
- 3) Построение модели для прогнозирования трансформации азотосодержащих веществ в водохранилище.

Научная новизна работы. Впервые к изучению феномена «цветения воды» был применен метод математического моделирования, основанный на составлении системы из пяти обыкновенных нелинейных дифференциальных уравнений, описывающих динамику изменения обычных, синезеленых водорослей, зоопланктона, биогенов (фосфора) и тяжелых металлов, что является наиболее адекватным современным представлением об эвтрофировании водоемов.

Определен механизм «цветения воды» для предложенной модели, с учетом процессов переноса-диффузии компонентов в одномерном и двумерном случаях, что позволило объяснить феномен образования пиков «цветения» и их «волны» по водохранилищу.

Предложена простая однокамерная модель трансформации азотосодержащих веществ в водохранилище, основанная на системе обыкновенных линейных дифференциальных уравнений, с помощью которой даны прогнозы изменений веществ в течении года.

Практическая значимость работы. Разработанные модели и полученные в работе результаты нашли применение при выполнении НИР ИЭВБ РАН по указанным выше темам.

Результаты моделирования использованы в курсе "Экология" на биологическом факультете Самарского госуниверситета.

Кроме того эти модели могут найти применение для построения имитационной модели "цветения воды" в конкретных акваториях водохранилищ и прогнозирования на ее основе данного явления.

На защиту выносятся:

1) Модель процесса «цветения воды», основанная на системе обыкновенных нелинейных дифференциальных уравнений.

2) Результаты расчетов по точечной, одномерной и двухмерной моделям эвтрофирования водохранилища, которые основаны на системе дифференциальных уравнений в частных производных.

3) Прогнозирование трансформации азотосодержащих веществ по однокамерной модели, основанной на системе обыкновенных линейных дифференциальных уравнений.

Апробация работы. Результаты исследований были доложены на Международном форуме «Информатика на службе экологии и здоровья» МКК (Тольятти, 1991); на конференции «Современные проблемы экологии» (Тольятти, 1992, 2003); на III Международной конференции из серии «Нелинейный мир - Экология. Экологическое образование. Нелинейное мышление». (Воронеж, 1997); 3rd International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality (Ceske Budejovice; Czech Republic, 1997); на Третьем Международном конгрессе «Вода: экология и технология» ЭКВАТЭК - 98 (Москва, 1998); ISEM-98, Annual Meeting (Baltimore, USA, 1998), на XXXII школе-семинаре «Математическое моделирование в проблемах рационального природопользования» (Ростов-на-Дону, 2004).

Публикация результатов исследований. По результатам работы опубликовано 4 статьи и 8 тезисов конференций.

Автор выражает благодарность д.т.н. Селезневу В.А. за помощь и консультацию в работе по азотосодержащим веществам в модели трансформации азотосодержащих веществ и к.б.н. Паутовой В.И. за помощь и консультации в работе по динамике фитопланктона в той же модели.

Структура и объем диссертации. Работа состоит из введения, пяти глав, заключения и выводов, списка литературы, и четырех приложений. Диссертация изложена на 102 страницах текста, содержит 47 рисунков и 10 таблиц.

Краткое содержание работы

Во введении обоснована актуальность темы диссертации, определяются цели исследований, излагаются научная новизна и практическая значимость работы, формулируются основные положения, выносимые на защиту, приводится структура диссертационной работы, а также сведения об апробации работы и публикациях.

В главе 1 дается обзор литературы, посвященной математическим моделям, описывающим различные взаимодействия популяций, а также изолированную популяцию. В частности, приводится модель системы "хищник-жертва", предложенная В.Вольтерра и обобщенная А.Д. Базыкиным, а также модель "два конкурента", впервые описанная В. Вольтерра, Лотка и Г.Ф. Гаузе.

В главе 2 на основе классической модели системы "два конкурента - один хищник", в приближении Вольтерра (все трофические функции - константы), построена аналитическая модель, которая может выступать в качестве объяснения феномена "цветения воды" в водохранилище. Конкурирующими видами являются "обычные" (x_1) и синезеленые (x_2) водоросли. Синезеленые водоросли при своем массовом развитии создают эффект "цветения воды". В качестве хищника приняты виды зоопланктона (z), которые "поедают" синезеленые водоросли. Известно, что скорость размножения обоих видов водорослей зависит от присутствия в воде биогенов (например, фосфора - P), а также, что кроме естественной смертности, скорость развития популяции хищника контролируется наличием в воде тяжелых металлов (M), величины компонентов - концентрации, измеряемые в мг/л. В работе использовано предположение о том, что скорость размножения обоих видов водорослей прямо пропорциональна концентрации биогенов, а также, что количество погибшего зоопланктона, за исключением естественной смертности, прямо пропорционально концентрации зоопланктона и тяжелых металлов.

На рост синезеленых водорослей благотворно влияет повышение температуры.

Для полноты системы описана динамика фосфора и тяжелых металлов в водоеме. Записывая уравнение для фосфора, будем исходить из предположения, что его потребление обоими видами фитопланктона пропорционально концентрации фосфора и плотности популяций водорослей, а поступление фосфора в единицу времени всегда постоянно (ξ_P , мг/л сут). Аналогичные предположения делаются при описании динамики тяжелых металлов (количество сбрасываемых тяжелых металлов в единицу времени постоянно - ξ_M , мг/л сут).

Все эти предположения позволяют записать следующую систему уравнений:

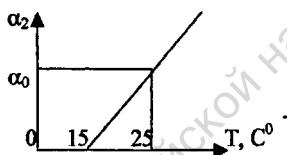
$$\begin{cases} \dot{x}_1 = \alpha_1 x_1 P - \gamma_{12} x_1 x_2, \\ \dot{x}_2 = \alpha_2 x_2 P - \gamma_{21} x_1 x_2 - \gamma x_2 z, \\ \dot{z} = \gamma x_2 z - \alpha_3 z - \sigma_1 z M, \\ \dot{P} = \xi_P - \beta_1 x_1 P - \beta_2 x_2 P, \\ \dot{M} = \xi_M - \sigma_2 z M, \end{cases} \quad (2.1)$$

где α_1 и α_2 - коэффициенты экспоненциального роста популяций, л/мг сут, γ_{12} и γ_{21} - коэффициенты конкуренции, л/мг сут, α_3 - коэффициент естественной смертности хищника, 1/сут, γ - коэффициент переработки биомассы жертвы в биомассу хищника, л/мг сут, β_1 и β_2 , σ_1 и σ_2 - коэффициенты пропорциональности скорости изменения биогенов и тяжелых металлов, л/мг сут.

Кроме того, учитывается воздействие на биоту абиотических факторов - поступление фосфора и тяжелых металлов.

Коэффициент α_2 , строго говоря, зависит от температуры (Т). Рассматриваются два типа такой зависимости:

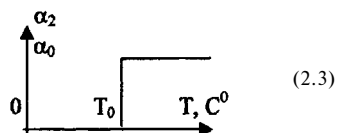
Первый:



$$\alpha_2 = \begin{cases} 0, T < T_0 \\ 0, 1\alpha_0 T - 1,5\alpha_0, T > T_0 \end{cases} \quad (2.2)$$

Второй

$$\alpha_2 = \begin{cases} 0, T < T_0 \\ \alpha_0, T > T_0 \end{cases}$$



Расчеты проводились при двух температурных режимах, соответствующих «теплому» и «холодному» лету.

Температура воды в каждой точке водоема при «теплом» лете рассчитывается по формуле:

$$T = 11 + 14 \cos^2(\pi(t-80)/160).$$

При «холодном» лете - по формуле:

$$T = 11 + 7 \cos^2(\pi(t-80)/160), \text{ где } t - \text{ время.}$$

Формулы для расчета температуры подбирались исходя из следующих соображений (соответствующих наблюдениям): минимальная температура при обоих режимах - 11 градусов (в начале временного интервала), максимальная «теплым» летом - 25 градусов, «холодным» - 18. Время достижения максимума - 80 суток. Приведенные выше формулы отвечают данным требованиям.

Система (2.1) решалась методом Рунге-Кутты четвертого порядка точности. Численное интегрирование проводилось на отрезке, соответствующем реальному времени 100 дней (весенне-осенний период). Расчеты при первом типе зависимости α_2 от температуры при первом режиме показали наличие пиков численности синезеленых водорослей, которые можно интерпретировать как весенний и осенний периоды цветения, что качественно соответствует наблюдениям (рис. 1).

Тестирование численного решения системы (2.1) осуществлялось с использованием функций (в данном случае - экспонент), которые подставлялись в систему. Т.к. они не являлись решением (2.1), то оставалась правая часть, далее система решалась с добавлением этой правой части. Решением являлись те же экспоненты. Аналогичное тестирование проводилось в одно и двухмерной моделях.

Механизм возникновения пиков заключается в следующем. В начале цикла для развития зоопланктона пищи недостаточно и его численность сокращается, как и численность жертвы. При достижении плотности популяции хищника некоторого критического значения, он перестает подавлять развитие синезеленых. Плотность популяции синезеленых испытывает резкий всплеск. Не менее резкий всплеск испытывает и плотность популяции зоопланктона. В какой-то момент численность зоопланктона становится настолько высокой, что он снова начинает подавлять жертву. Плотность популяции синезеленых падает так же резко, как и возрастала. Из-за недостатка пищи биомасса хищника уменьшается до следующего всплеска синезеленых.

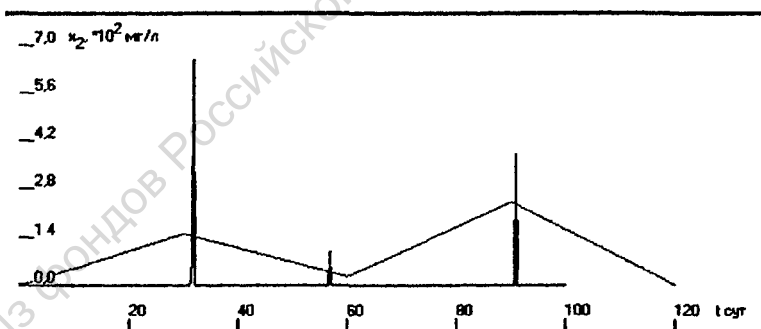


Рис. 1. Зависимость концентрации синезеленых водорослей (x_2) от времени (t) при первом типе зависимости α_2 от температуры и при первом режиме

При «холодном» лете высота пиков и их количество меньше, чем при «теплом», что соответствует наблюдениям.

В главе 3 построена одномерная пространственно-распределенная модель эвтрофирования водохранилища.

При построении модели были использованы следующие приближения и предположения:

- 1) изменения концентраций компонентов по ширине и в глубину водоема незначительны по сравнению с изменениями концентраций по длине водоема,
- 2) так как водоросли и зоопланктон микроскопические, то к ним применимо уравнение переноса-диффузии гидрозоя в одномерном варианте,
- 3) коэффициенты диффузии (D) одинаковы для всех компонентов системы, км²/сут.

С учетом вышеизложенного, окончательная система уравнений имеет вид:

$$\begin{cases} (x_1)'_t = \alpha_1 x_1 P - r_{12} x_1 x_2 + D (x_1)''_{yy} - v (x_1)'_y \\ (x_2)'_t = \alpha_2 x_2 P - r_{21} x_1 x_2 - \gamma x_2 z + D (x_2)''_{yy} - v (x_2)'_y \\ z'_t = \gamma x_2 z - \alpha_3 z - \sigma_1 z M + D z''_{yy} - v z'_y \\ P'_t = \xi_P - \beta_1 x_1 P - \beta_2 x_2 P + D P''_{yy} - v P'_y \\ M'_t = \xi_M - \sigma_2 z M + D M''_{yy} - v M'_y \end{cases} \quad (3.1)$$

здесь v - скорость течения, км/сут.

Следует отметить, что при построении данной модели использован новый для математических моделей, исследующих «цветение воды», подход. Он основан на учете процессов переноса диффузии, а не на применяемом в большинстве работ т.н. камерном подходе (основан на разделении водоема на несколько участков [камер], в которых исключена пространственная неоднородность, т.е. все компоненты считаются идеально перемешанными). Кроме процессов, описанных во второй главе, учитывается водообмен между камерами и связанный с ним перенос компонентов.

Система дифференциальных уравнений решалась численно методом явных разностных схем при тех же параметрах, что и в локальной модели. По пространственной координате интегрирование велось по 25-ти точкам с шагом, равным двум километрам.

При расчетах делалась обычная проверка на точность. Сначала численное интегрирование велось с одним шагом по времени, а затем с вдвое меньшим. Параллельно расчетам вычислялись норма решения с обычным шагом ($\max |x(t,y)|$, $t \in [0, T]$, $y \in [0, Y]$, где $x(t,y)$ - концентрация компонента, рассчитанная с обычным шагом) и норма разности двух решений ($\max |x(t,y) - x^*(t,y)|$, $t \in [0, T]$, $y \in [0, Y]$, где $x^*(t,y)$ - концентрация компонента, рассчитанная с вдвое меньшим шагом). Норма разности решений составляла не более 5% от нормы решения с обычным шагом. Если это условие не выполнялось, то обычный шаг по времени уменьшался вдвое и процедура проверки на точность повторялась.

Результаты представлены графически. Каждый из графиков представляет собой зависимость концентрации компонента от времени при постоянном зна-

чении пространственной координаты. Значения пространственной координаты равны 12, 24, 36 и 48 километрам.

Расчеты делались при двух режимах (двух типах зависимости α_2 от температуры).

При первом режиме получены результаты, которые на 12 -ом и 24 -ом километрах аналогичны результатам, полученным в локальной модели (рис. 2). Механизм образования пиков такой же, как в главе 2.

При первом режиме менялось значение скорости. Оно бралось равным 0 и 70 км/сут. Обычное значение равнялось 35 км/сут. На 12-ом километре графики синезеленых при крайних значениях скорости были другими, чем при обычном значении.

При исследовании динамики изменения концентраций зоопланктона и фосфора получены следующие результаты. На 12-ом километре на графике зоопланктона виден куполообразный пик. На графике фосфора сначала концентрация биогена резко возрастает, затем некоторое время остается постоянной, далее падает и снова держится на одном уровне.

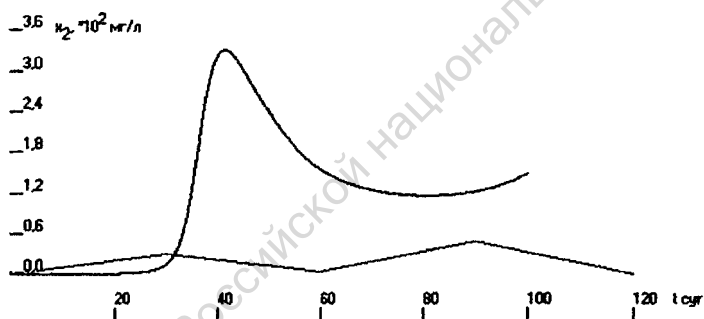


Рис 2 Зависимость плотности популяции синезеленых водорослей (x_2) от времени (t) при первом режиме и $y=12$ км

«Холодным» летом концентрация синезеленых меньше и пики появляются только ближе к концу лета, что соответствует наблюдениям.

В главе 4 построена двухмерная модель процесса эвтрофирования водохранилища.

В работе использовано предположение о том, что изменения концентраций компонентов в глубину водоема незначительны по сравнению с их изменениями по длине и по ширине водоема.

Кроме вышеизложенного предположения, были использованы приближения, сделанные в п.п. 2 и 3 главы 3, с той лишь разницей, что перенос и турбу-

лентная диффузия происходят в двумерной пространственной области. С учетом вышесказанного система уравнений имеет вид:

$$\begin{cases} (\dot{x}_1)_t = \alpha_1 x_1 P - r_{12} x_1 x_2 + D \Delta x_1 - v_y (x_1)_y - v_x (x_1)_x \\ (\dot{x}_2)_t = \alpha_2 x_2 P - r_{21} x_1 x_2 - \gamma x_2 z + D \Delta x_2 - v (x_2)_y - v_x (x_2)_x \\ \dot{z}_t = \gamma x_2 z - \alpha_3 z - \sigma_1 z M + D \Delta z - v_y z_y - v_x z_x \\ \dot{P}_t = \xi_P - \beta_1 x_1 P - \beta_2 x_2 P + D \Delta P - v_y P_y - v_x P_x \\ \dot{M}_t = \xi_M - \sigma_2 z M + D \Delta M - v_y M_y - v_x M_x \end{cases} \quad (4.1)$$

здесь: v_x и v_y - компоненты вектора скорости v .

Остальные обозначения такие же, как в главах 2 и 3.

Компонента вектора скорости v_x рассчитывалась по уравнению Пуассона, v_y бралась равной нулю.

На рисунках 3 и 4 представлена зависимость концентрации компонента системы от пространственных координат при постоянном значении времени. Верхнее число на шкале соответствует самому верхнему цвету шкалы

Расчеты проводились при четырех режимах (четыре типа сброса биогенов и тяжелых металлов в водоем):

Первый тип - фосфор и тяжелые металлы сбрасываются равномерно вдоль берегов.

Второй тип - фосфор сбрасывается равномерно, а сброс тяжелых металлов осуществляется в одной точке на левом берегу.

Третий тип - тяжелые металлы сбрасываются равномерно, а фосфор сбрасывается в точке на правом берегу.

Четвертый тип - фосфор сбрасывается в точке на правом берегу, а тяжелые металлы также в точке, но на левом берегу.

При первом типе сброса биогенов и тяжелых металлов на графике, изображающем распределение тяжелых металлов, видны области повышенной концентрации вдоль берегов, концентрация возрастает вверх по течению. У правого берега концентрация больше, чем у левого, что объясняется разным количеством металлов, сбрасываемых в водоем в единицу времени. На графике фосфора вдоль правого берега видна область повышенной концентрации, концентрация также увеличивается вверх по течению. Некоторое снижение концентрации у правого среза объясняется выеданием биогена синезелеными (рис. 3). На графике синезеленых вдоль правого берега, ближе к правому срезу, - область повышенной плотности популяции, которая (плотность популяции) увеличивается вверх по течению (рис. 4).

При втором типе сброса биогенов и металлов на графике тяжелых металлов на левом берегу видна небольшая по длине область повышенной концентрации. Графики, изображающие распределение фосфора и синезеленых, аналогичны соответствующим графикам при первом режиме.

При третьем типе сброса биогенов и тяжелых металлов в водоем график металлов качественно не отличается от графика при первом типе. На графике фосфора наблюдается область повышенной концентрации, начинающаяся в точке сброса биогена в водоем. Концентрация уменьшается вверх по течению из-за выедания фосфора синезелеными. На графике синезеленых видна короткая по длине область с увеличивающейся вверх по течению плотностью популяции.

При четвертом типе сброса биогенов и тяжелых металлов график тяжелых металлов такой же, как при втором типе, а графики фосфора и синезеленых такие же, как при третьем режиме.

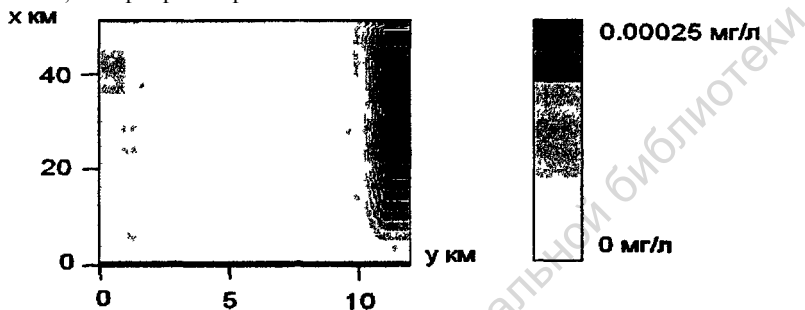


Рис 3. Зависимость концентрации фосфора от пространственных координат при первом типе сброса биогенов и металлов ($t = 100$ сут и $\alpha_0 = 10000$)

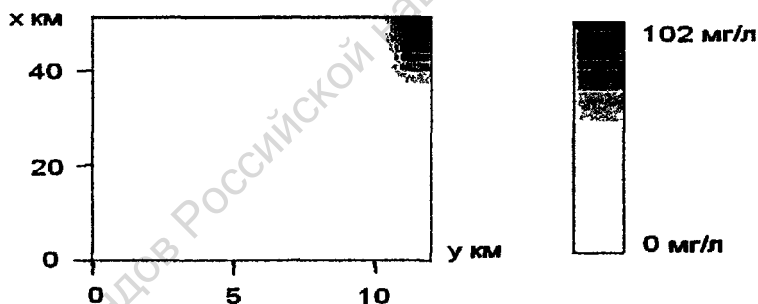


Рис 4. Зависимость концентрации синезеленых водорослей от пространственных координат при первом типе сброса биогенов и металлов ($t = 100$ сут и $\alpha_0 = 10000$)

В главе 5 рассмотрено взаимодействие биогенов - трех азотсодержащих веществ (нитратов (NO_3^-), нитритов (NO_2^-) и аммонийного азота (NH_4^+)) - и фитопланктона. Здесь применен квазиимитационный камерный подход, состоящий в том, что в водоеме исключается пространственная неоднородность и все компоненты считаются идеально перемешанными. Учтены следующие процессы взаимодействия. Аммоний солевой частично поглощается фитопланктоном, частично перерабатывается в нитриты. Некоторое количество нитритов преобразу-

ются в нитраты. Нитраты поглощаются фитопланктоном. Кроме взаимодействия их друг с другом, учитывается опок из камеры и приток в камеру воды и связанный с этим перенос компонентов. Перечисленное выше позволило получить следующую систему дифференциальных уравнений для описания трансформации азотосодержащих веществ:

$$\begin{aligned} \dot{N}_1 &= Q_{\text{пр}} N_1^{\text{пр}} / W - Q_{\text{от}} N_1 / W + (S + M - (1 - \delta) \mu) \nu B - K_1 N_1 \\ \dot{N}_2 &= Q_{\text{пр}} N_2^{\text{пр}} / W - Q_{\text{от}} N_2 / W + K_1 N_1 - K_2 N_2 \\ \dot{N}_3 &= Q_{\text{пр}} N_3^{\text{пр}} / W - Q_{\text{от}} N_3 / W + K_2 N_2 - \delta \mu \nu B \end{aligned} \quad (5.1)$$

здесь:

N_1, N_2, N_3 - концентрации соответственно $\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-$, мг/л,
 K_1, K_2 - коэффициенты неконсервативности для аммонийного и нитритного азота, сут⁻¹, S, M, μ - скорости осаднения, смертности и роста фитопланктона, сут⁻¹, ν - стехиометрический коэффициент, характеризующий содержание азота в единице сухого веса биомассы фитопланктона, *

δ - доля нитратного азота в потреблении азота фитопланктоном,
 $Q_{\text{пр}}, Q_{\text{от}}$ - объем втекающей и вытекающей из камеры воды, км³/сут,
 $N_1^{\text{пр}}, N_2^{\text{пр}}, N_3^{\text{пр}}$ - концентрации соответственно $\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-$ во втекающей в камеру воде, мг/л, W - объем камеры, км³, B - концентрация фитопланктона (мг/л):

$$B = -b/a + (B_0 + b/a) \exp(at/\epsilon_1),$$

где:

$$a = -\epsilon_1 (\rho + S + M + Q/W),$$

$$b = \mu/H - \epsilon_0 (\rho + S + M + Q_{\text{от}}/W) + Q_{\text{пр}} \epsilon_1 B_{\text{прф}} / W,$$

где:

ρ - скорость респирации фитопланктона, сут⁻¹, ϵ_0 - коэффициент поглощения света водой при отсутствии фитопланктона, ϵ_1 - коэффициент поглощения света в результате развития фитопланктона, B_0 - начальная концентрация фитопланктона, мг/л, $B_{\text{прф}}$ - концентрация фитопланктона в поступающей в камеру воде, мг/л, H - средняя глубина камеры, м, t - время, сут.

Аналитическое решение системы уравнений (5.1) при учете зависимости концентрации фитопланктона от времени позволило получить выражения для расчета трансформации, которые из-за громоздкости мы здесь опускаем.

Вычисления производились с шагом в 10 дней на общем промежутке в 1 год. Граничные значения (на входе камеры) взяты из наблюдений, произведенных в 1988 году на Приплотинном плесе. В ходе исследования модели выявилось хорошее совпадение наблюдаемых и расчетных данных (рис. 5).

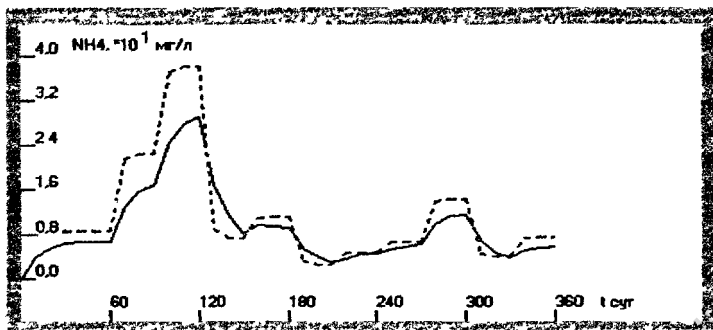


Рис. 5. Зависимость концентрации NH_4^+ от времени (t) (сплошная кривая - расчеты, пунктирная - наблюдения)

Заключение и выводы

На основе моделей "хищник-жертва" и "два конкурента" построена более сложная модель, в которой две взаимодействующие популяции являются между собой конкурентами, при этом одна из них пожирается третьей популяцией - хищником. Эту модель можно условно назвать "два конкурента-хищник". В роли конкурентов выступают популяции обычных и синезеленых водорослей. Синезеленые водоросли пожираются хищником, в роли которого выступает популяция зоопланктона. Анализ предложенных моделей позволил сделать следующие выводы.

1. Создана и проанализирована новая локальная модель эвтрофирования водохранилища, которая учитывает благотворное влияние биогенов (в частности фосфора) на рост обычных и синезеленых водорослей, а также пагубное влияние тяжелых металлов на зоопланктон. Модель включает в себя уравнения, описывающие динамику фосфора и тяжелых металлов. В них учитывается выедание фосфора обычными и синезелеными водорослями и связывание тяжелых металлов гибнущим зоопланктоном. Поступление в водоем фосфора и тяжелых металлов в единицу времени считается постоянным.

Расчеты по данной модели показали наличие пиков численности синезеленых водорослей, которые можно интерпретировать как весенний и осенний периоды цветения воды. Вскрыт механизм появления этих пиков. Кроме того проанализированы другие сценарии изменения концентрации синезеленых водорослей и иных компонентов модели.

2. Построена одномерная пространственно-распределенная модель, учитывающая биохимические взаимодействия и процесс переноса - диффузии. Результаты расчетов представлены в виде развертки по времени при постоянном значении пространственной координаты.

Численный анализ модели показал наличие тисов синезеленых водорослей, которые в начале пространственной оси можно интерпретировать как весенний и осенний периоды цветения.

3. Разработана двухмерная модель.

Рассматривались два способа (точечный и вдоль берегов) сброса биогенов и тяжелых металлов в водоем и их комбинации (биоген точечный, металлы - вдоль берегов и т.д.). По результатам расчетов получена волна концентрации синезеленых водорослей, подтверждаемая экспериментальными наблюдениями.

Расчеты подтвердили, что активность синезеленых "холодным" летом меньше, чем "теплым".

4. Квазимитационная однокамерная модель трансформации биогенов (азотосодержащих веществ) в Куйбышевском водохранилище позволяет давать среднесрочный прогноз их концентраций.

5. Создан комплекс программ для расчетов по разработанным моделям. Специальное тестирование этих программ подтвердило корректность полученных в диссертации результатов.

Список публикаций по теме диссертации

1. Крестин С.В., Розенберг Г.С. Модель «цветения воды» в водохранилище равнинного типа // Тез. докл. Междунар. форума «Информатика на службе экологии и здоровья». - Тольятти, 1991. - С. 46-47.

2. Крестин С.В. О возможном механизме «цветения воды» // Материалы научной конф. «Совр. проблемы экологии». - Тольятти, 1992. - С. 11 - Деп. в ВИНТИ 08.07.92, № 2213-В92.

3. Крестин С.В., Розенберг Г.С. Об одном механизме «цветения воды» в водохранилище равнинного типа // Биофизика. - 1996. - Т.41, № 3. - С. 650-654.

4. Rozenberg G.S., Krestin S.V. System of analytical models of processes of eutrophication in the reservoir (block approach) // Programme and Abstracts. 3rd International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. - Ceske Budejovice (Czech Republic), 1997. - P. 151.

5. Крестин С.В. Математическая модель трансформации соединений азота в водной среде // Тез. докл. III Междунар. конгресса «Вода: экология и технология ЭКВАТЭК-98». - М.: Мин. природ, ресурсов РФ, 1998. - С. 153.

6. Розенберг Г.С., Крестин С.В., Морозов В.Г. Конструктивный подход к оценке экологического статуса волжских водохранилищ // Тез. докл. III Междунар. конгресса «Вода: экология и технология ЭКВАТЭК-98». - М.: Мин. природ, ресурсов РФ, 1998. - С. 115-116.

7. Крестин С.В. Двухмерная модель эвтрофирования водохранилища. - Тольятти, 2000. - 17 с. - Деп в ВИНТИ 20.11.2000, № 2949-В00.

8. Крестин С.В. Одномерная модель эвтрофирования водохранилища. - Тольятти, 2000. - 17 с. - Деп в ВИНТИ 20.11.2000, №2948-В00.

9. Крестин С.В., Розенберг Г.С. Двухмерная модель «цветения воды» в водохранилище равнинного типа // Известия СамНЦ. - 2002. - Т.4, №2. - С. 276-279.

10. Крестин С.В. Модель трансформации азотосодержащих веществ Куйбышевского водохранилища // Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. - Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. - С 420 - 425.

11. Крестин С.В. Модель трансформации азотосодержащих веществ равнинного водохранилища // Тез. докл. Международной и Молодежной конф. «Экологические проблемы бассейнов крупных рек - 3». - Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. - С. 136.

12. Костина Н.В., Крестин С.В., Розенберг Г.С Информационный аспект и принцип «экологической матрешки» при решении экологических проблем территорий разного масштаба // Тез. докл. XXXII школы-семинара «Математическое моделирование в проблемах рационального природопользования. Экология. Экономика. Информация». - Ростов-на-Дону (пос. Дюрсо), 2004. - С. 68-70.

Подписано в печать 13.10.2004. Формат 60x84 1/16.
Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Печать офсетная.
Ус. печ. л. 1,0. Тираж 100. Заказ 55.

Типография Института экологии Волжского бассейна РАН.
445003, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, 10

№20340

РНБ Русский фонд

2005-4

22812

Из фондов Российской национальной библиотеки