

Реализация **СИСТЕМНОГО ПОДХОДА** при ПРОГНОЗИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ в ВОДОХРАНИЛИЩАХ: от РАСЧЕТНОЙ МОДЕЛИ до ПРОВЕРКИ ПРОГНОЗА по НЕЗАВИСИМЫМ ДАННЫМ

Приводится расчетная система уравнений прогнозирования качества воды, основанная на системном подходе и методе водно-вещественного баланса водоема. Натурные исследования показали удовлетворительную сходимость результатов расчета концентраций с фактическими независимыми данными как по всему водохранилищу, так и по отдельным его участкам. Приведены критерии точности, оправдаемости и эффективности прогноза для оценки применимости предлагаемой модели. Даны рекомендации по ее применению в дальнейших исследованиях.

Введение

Работы по математическому моделированию и прогнозированию качества воды в нашей стране и за рубежом начались в 70-е годы [1-18]. Но ожиданий в получении надежных и достоверных прогнозов их результаты не оправдали. Основными причинами этого, на взгляд автора, являются следующие:

1) неспособность математиков понять природу в целом и экологию водных экосистем в частности;

2) отсутствие в большинстве случаев системы регулярных репрезентативных наблюдений (измерений гидрохимических и гидробиологических показателей) и, следовательно, независимых адекватных сведений для верификации математических моделей;

3) разобщенность, как правило, гидрологических, физико-химических, биологических и др. исследований, отсутствие натурных экспериментов (например, по определению некоторых существенных параметров и коэффициентов модели, вследствие чего нельзя добиться необходимой многоаспектности при решении задач, связанных с

динамикой и трансформацией качества воды в водных объектах;

4) недостаточное применение системного подхода — основанные на нем стохастические модели [7, 8, 18] не объясняют физический смысл происходящих явлений и процессов, а балансовые модели [9] не имеют достаточной степени детализации и по времени, и по пространству; поэтому они не всегда могут быть использованы для конкретных инженерно-практических расчетов.

В последние годы интерес к моделированию и прогнозированию качества воды в водоемах суши заметно возрос [19-23], что объясняется насущностью проблемы.

В настоящей работе предлагается методика расчета качества воды, которая может быть применена для водохранилищ, в том числе водоемов-охладителей, имеющих слабую проточность и не подверженных сильному антропогенному воздействию, способному нарушить гомеостаз водных экосистем [24]. Математическая система называется моделью, которая представляет собой неполное и абстрактное отображение реального мира [11, 24].

С.А. Соколов*,
кандидат технических наук, генеральный директор, ООО «Центр сертификации воды и экологии»

Результаты и их обсуждение

Краткие основные постулаты системного подхода

Системный подход имеет следующий исходный методологический принцип: признание целостности, «системности» сложных объектов и необходимость при их изучении учитывать связи между элементами системы в ее взаимодействии с внешней средой [11, 17, 24]. Такие связи для любой системы можно описать и перевести в ряд математических зависимостей и операций над ними (системный анализ) [24, 25]. При этом необходимо помнить об изменении во времени экологических показателей (часто очень бы-

*Адрес для корреспонденции: so.serge2011@Yandex.ru

стром, особенно при антропогенном воздействии) и пространстве и обязательно учитывать пространственно-временной фактор.

Возможность описать и предсказать поведение экосистемы при помощи моделей зависит от принципа иерархической организации (или интегративных уровней), который утверждает, что для предсказания поведения экосистемы необязательно знать, как ее компоненты построены и развиваются из более простых субкомпонентов (фактически, принцип «черного ящика», широко применяемый, например, в метеорологии).

Модели экосистем можно оценивать по трем основным свойствам или целям [24]: реалистичность — степень, с которой модель отражает физический (химический, биологический, экологический) смысл явлений; точность — способность дать расчет (прогноз) и оценить его погрешность; общность — диапазон применимости в различных ситуациях, для различных объектов и временных периодов, в которых она может работать.

К этим свойствам можно добавит оптимальность детализации — степень соответствия иерархической структуры модели задачам прогнозирования (расчетов) и количеству и качеству исходной информации [26, 27]. Пренебрежение этим критерием нередко приводит к таким отрицательным последствиям, как использование моделей не по своему первоначальному назначению (что противоречит принципам системного подхода), невозможность ее идентификации и верификации из-за отсутствия соответствующих наблюдений (что ставит под сомнение ее общность и точность), получение некоторых параметров и коэффициентов модели из самой модели путем ее прогонки (что, строго говоря, неправомерно [1]).

В системном подходе переусложнение модели (overfitting) считается опасным, так же как и ее необоснованное упрощение [24]. Все зависит от конкретных поставленных задач.

Расчетная модель прогноза качества воды в водохранилище

Задачи исследований (например, прогноз) определяют желательную точность расчетов. В то же время, точность зависит от репрезентативности (полноты, достоверности) исходной информации, которую должна обеспечивать оптимальная степень детализации модели.

Рассмотрим расчетную модель качества воды в водохранилище и отдельных

Ключевые слова: гидрохимия, водоем, качество воды, модель, прогнозирование

ее участках с точки зрения перечисленных свойств. Модель описана в [26] и представляет собой модификацию методов [6, 12, 13, 29], являясь более общим их решением. Дифференциальное уравнение баланса вещества в гидрохимически однородном участке водоема (однородность проверялась по натурным данным с использованием методов математической статистики [31]) с учетом функций источника и стока получило следующее аналитическое решение [26]:

$$C_t = C_0 (1 - BS) + C_d BS$$

$$BS = 1 - (W_0/W_t)^Z, \quad Z = 1 + (mV_c + SDt) / (W_t - W_0), \quad \text{при } W_0 \neq W_t$$

$$BS = 1 - \exp[-(mV_c + SDt)/W_0], \quad \text{при } W_0 = W_t$$

$$C_d = [C_n V_n + P - P^* - (1-m)C_0 V_c] / [V_n - V_n - (1-m)V_c + SDt]$$

$$C_c = C_0 (1-m) + C_t m,$$

где C — концентрация вещества, W — объем участка водоема или всего водохранилища (определяется по батиграфической и объемной кривым), V — объем воды; подстрочные индексы o , t означают начало и конец расчетного периода Dt ; p , s , и — суммарный приток (включая осадки), сток и испарение с водной поверхности участка водоема; C_d — «дополнительная» концентрация вещества, обусловленная его поступлением и убылью за период Dt ; BS — безразмерный коэффициент водообновления и самоочищения [26, 27] (в отличие от коэффициента водообновления [29]); S — параметр самоочищающей способности рассматриваемого объема водохранилища; m — эмпирический коэффициент связи концентрации на выходе из участка C_c со средней по объему, в общем случае $0 \leq m \leq 1$ и зависит от проточности и морфометрии участка; P — количество вещества, поступившего за Dt в рассматриваемый объем от диффузных (неточечных) источников; P^* — количество вещества, потребленного (утилизированного) гидробионтами за период Dt .

Заметим, что для консервативных веществ (самоочищение отсутствует) $BS = B$.

В полевых условиях показатели BS и C_t легко и удобно определять с помощью номограмм [26, 28].

Приведенная система уравнений учитывает нестационарность водного режима, ал-

Таблица 1

Оценка показателей точности и достоверности модели с оптимальным уровнем детализации, %

№	Компонент (показатель)	Диапазон концентраций ¹	Отн. ошибки, %: $\delta_{\min} - \delta_{\max}; \delta_{\text{ср}}$	Норматив δ_n [34], %	Обеспеченность непревышения ² , %			
					15	20	25	δ_n
Консервативные показатели качества воды (модель-1)								
1	HCO ₃	56–116 мг/л	0,0-14,4; 4,7;	25/20 ⁴⁾	100	100	100	100
2	SO ₄	10–32 мг/л	1,4-28,3; 15,9	25	50	50	67	67
3	Cl	6,0–10 мг/л	6,0-22,3; 10,0	30	83	83	100	100
4	Ca	22–37 мг/л	7,1-26,9; 9,0	25	67	83	93	93
5	Mg	2,5–6,5 мг/л	4,1-20,0; 10,5	30	67	67	83	83
6	Na	2,8–5,0 мг/л	2,8-11,9; 7,3	30	83	100	100	100
7	K	1,7–4,4 мг/л	1,9-28,1; 12,8	30	83	83	83	100
8	Сух. остаток	118-202 мг/л	0,6-12,1; 7,3	20	100	100	100	100
Неконсервативные показатели качества воды (модель-3)								
9	Цветность	36–62 град.	0-29,7; 7,8	20	87,7	93	93	93
10	БО (ХПК) ³	14–27 мгО/л	0-38,9; 18,9	25	-	47	67	67
11	ПО ³	4,4-7,1 мг/О,л	0–25,0; 13,5	30	-	80	100	100
12	БПК ₅ ³	1,0–2,0 мгО ₂ /л	0–21,0; 14,5	30	-	67	93	100
13	N _{орг}	0,82–2,2 мг/л	0-25,9; 18,9	30	-	67	75	83
14	NO ₂	9–19 мкг/л	0–26,4; 11,0	25	-	73	93	93
15	NO ₃	0,10-0,62 мг/л	0–29,2; 16,2	35	96	96	96	96
16	NH ₄	0,34-0,9 мг/л	10–25; 15,9	35	-	67	67	93
17	P _{орг}	6–91 мкг/л	9,7-47,4; 18,6	40	-	67	80	93
18	P _{мин} (PO ₄)	15–57 мкг/л	3,5-25,0; 16,0	40	-	67	83	93
Неконсервативный стратифицированный ингредиент (модель-6)								
19	NH ₄	0,25–1,9 мг/л	0–50,0; 12,8	35/30 ⁴	61	89	89	89

Примечания. 1) диапазон дан для средних по участкам концентраций компонентов для всех гидрохимических съемок. 2) обеспеченность непревышения указанных погрешностей рассчитывалась для всех измеренных концентраций во все съемки; 3) БО – бихроматная окисляемость (ХПК – химическое потребление кислорода), ПО – перманганатная окисляемость, БПК₅ – биохимическое потребление кислорода за 5 сут; 4) в числителе норма допустимой ошибки для концентраций до 100 мг/л (HCO₃) и до 1 мг/л (NH₄) в знаменателе, соответственно, свыше 100 мг/л и более 1,0 мг/л.

лохтонное и автохтонное загрязнение, процессы самоочищения и утилизации веществ гидробионтами. Для практических расчетов она может быть рекомендована для прогноза качества воды существующих и проектируемых водохранилищ и их участков. При этом меняя входные параметры (составляющие водохозяйственного баланса, количество поступающих веществ и т.п.) можно определить реальные пути оптимизации гидро-экологического режима при минимизации экономических затрат. Модель предназначена для расчета средних по объему концентраций в отсутствие сосредоточенных интенсивных источников загрязнения (неочищенные сточные воды, залповые или аварийные сбросы).

В [26] определены границы автомодельности рассчитываемой величины St от m . При $BS \leq 0,4$, а для случая интенсивной сработки водохранилища – при дополнительном условии $0,2 \leq C_d / C_0 \leq 5,0$, выбор параметра m в пределах от 0 до 1 слабо влияет

на St – разброс в значениях St не превышает $\pm 4\%$. Это объясняет хорошую сходимость результатов расчетов средних (за год, сезон) концентраций веществ для водохранилищ по натурным данным, когда применялась гипотеза полного перемешивания ($m = 1$) [9]. В [12] предлагается использовать значение $m = 0,75$ для слабопроточных водоемов и $m = 0,25$ для сильнопроточных в годовом интервале времени.

Было проведено сопоставление по показателю БПК за каждый месяц расчетного года предлагаемой модели с более сложной математической моделью, основанной на уравнениях Сен-Венана, решаемых методом конечных разностей [30]. Результаты показали, что расхождение не превысило 0,3 мгО₂/л и не более $\pm 15\%$ с обеспеченностью 0,75.

Проверка модели по независимым натурным данным

Верификация расчетной модели проводилась на Верхнедеснинском водоеме по основным гидрологическим и гидробиоло-

гическим фазам: периоды зимней и летней межени, весеннего половодья и осенних паводков; цветения и отмирания отдельных видов гидробионтов [26, 27]. Основные параметры водохранилища при нормальном подпорном уровне: объем 320 млн. м³, площадь 42,2 кв.км, длина 65 км, ширина средняя 650 м и максимальная 1800 м, глубина средняя 7,6 м и максимальная 19 м; при уровне мертвого объема, соответственно: 204 млн. м³, 32,2 кв.км, 57 км, 570 и 1440 м, 6,3 и 16 м.

Идентификация входных параметров модели проводилась по результатам гидробиологических наблюдений за биомассой и видовым составом фитопланктона и гидромакрофитам [33] по методике, изложенной в [19] (величины P и P^*); значения коэффициентов неконсервативности k в величине S ($S = kW$) определялись экспериментально [26] в полиэтиленовом микрокосме [1, 3] цилиндрической формы объемом 2 м³ для условий стоячей воды (т.е. с запасом, т.к. известно, что скорость течения ускоряет процессы самоочищения [1-6, 12, 13]) и хорошо аппроксимировались уравнением реакции 1-го порядка $Ct = C_0 \exp(-kt)$. Отсюда $k = (\ln C_0/C_t)/t$; объемы W_0, W_t, V для участков определялись по данным гидрологических наблюдений и кислородо-термических съемок. В качестве расчетных интервалов времени Dt выбраны периоды между смежными гидрохимическими съемками, проводившимися один раз в 1-2 месяца. В каждой съемке пробы отбирались с шести створов по длине водоема, количество вертикалей на створах составляло от 1 до 6 в зависимости от ширины, число горизонтов на вертикалях было от 1 до 3 по глубине, при этом средний, второй, горизонт находился на слое температурного скачка на основании кислородо-термических съемок, проводившихся с помощью лебедки и термооксиметра через 1 м [26, 34].

Верификация проводилась для трех вариантов модели с различной пространственной детализацией: модель 1 — все водохранилище для консервативных веществ (главные ионы), модель 3 — три последовательных участка водоема для неконсервативных веществ (биогенные и органические ингредиенты, всего 10) и модель 6 — участки модели 3 разделялись на верхний и нижний субучастки по отношению к нижней границе термоклина в периоды летней и зимней температурной стратификации для неконсервативных стратифицированных показателей — на примере аммонийного азота.

Отметим, что реальное значение параметра m по фактическим значениям концентраций установить не удалось ввиду большого его разброса. Это связано с тем, что химико-аналитическое измерение концентраций ингредиентов происходит с определенной погрешностью, которая оказывает существенное влияние в случае рассмотрения разности двух значений концентраций, особенно если эти значения не слишком отличаются друг от друга. Учитывая весьма за-

медленный внешний водообмен Верхнедеснинского вдхр. (расход р. Десны в межень в верхнем створе водохранилища составляет 2 м³/с, как и санитарные попуски в нижний бьеф плотины), можно предположить, что величина C_c в основном определяется St . Поэтому была проверена гипотеза полного перемешивания ($m = 1$) по фактическим данным гидрохимических съемок как по отдельным участкам водоема, так и по всему водохранилищу в целом. Средняя концентрация по участку C_{cp} определялась как среднее арифметическое по всем концентрациям в точках отбора проб данного участка. Концентрации веществ C_c измерялись сразу после плотины и рассчитывались как среднее арифметическое по конечному створу выше расположенных участков. Из 388 результатов определения относительной ошибки проверяемой гипотезы 14 превысило уровень 25 % (максимальная погрешность 40 %), т.е. обеспеченность неперевышения уровня составила $\pm 0,964$; уровень ошибки ± 20 % не превышает с вероятностью 0,93, $\pm 15-16$ % — с вероятностью 0,87. Средняя погрешность гипотезы полного перемешивания для большинства компонентов находится в пределах $\pm 5-19$ %, что вполне приемлемо для практических расчетов, при этом величина относительных ошибок меньше для отдельных участков, чем для всего водохранилища [26].

Для надежной оценки однородности участков по выбранным показателям и, соответственно, достоверности и репрезентативности среднего содержания каждого показателя качества воды по предыдущим съемкам было определено оптимальное количество проб [31], которое составило 30-35 с обеспеченностью 95 %. Анализы выполнялись по общепринятым методикам [32]. Рассчитывались относительные ошибки $\delta = [(C_{ф} - C_{р}) / C_{ф}] \cdot 100$ % ($C_{ф}$ и $C_{р}$ — фактическая и расчетная концентрации), средние значения $\delta_{cp} = (1/n) \cdot \sum |\delta_i|$ ($i = 1..n$, n — число измерений) и обеспеченность неперевышения допустимого уровня погрешности (отношение числа относительных ошибок, не превышающих допустимую погрешность, к общему числу рассчитанных δ , в %) как критерий *точности* модели с оптимальной детализацией. К сожалению, из результатов проверки расчетной модели были исключены металлы, т.к., во-первых, были нарушены сроки между отбором проб и сроком их анализа (более месяца), а во-вторых, металлы определялись методом атомной абсорбции на атомно-абсорбционном спектрофотометре С-112, очень несовершенным приборе, вскоре снятом с производства.

Поскольку точность модели зависит от точности исходной информации, то оценочным критерием оправдываемости модели может служить обеспеченность, с которой относительные ошибки δ не превышают норматива допустимой погрешности исходной информации [35] — $\delta_{инф}$ (табл. 1)

Анализируя данные табл. 1 можно отметить, что весьма неплохие значения критерия точности опреде-

лены для большинства показателей Уровень ошибок в $\pm 15\%$ и ниже для всех консервативных показателей с обеспеченностью 67% и не выше $\pm 25\%$ с обеспеченностью 83% (за исключением SO_4). Уровень ошибки $\pm 20\%$ имеют все неконсервативные показатели кроме ХПК с обеспеченностью 67% и $\pm 25\%$ с обеспеченностью $75-100\%$ (у ХПК – 67%). Стратифицированный ингредиент NH_4 имеет погрешность расчета по модели $\pm 15\%$ с вероятностью $0,61$ и $\pm 20\%$ с обеспеченностью 89% .

Критерий оправдываемости имеет обеспеченность $0,89-1,0$ для большинства ингредиентов независимо от степени детализации модели водоема по участкам; для органического азота обеспеченность не превышения допустимой нормы погрешности составила $0,83$, для ХПК – $0,67$.

Эффективность модели и сделанных по ней прогнозов можно оценить путем сравнения ошибок прогноза (расчета) с ошибкой экстраполяции (по аналогии с гидрологическими прогнозами). Оценочным критерием эффективности является показатель $\mu = (C_{\phi} - C_p) / (C_{\phi} - C_0)$. Считается [36], что прогноз при $\mu \leq 0,80$ прогноз эффективен, при $0,80 < \mu \leq 1,0$ прогноз малоэффективен, а при $\mu > 1,0$ прогноз ошибочен).

Оценка эффективности модели по критерию μ показывает, что для всех групп ингредиентов расчетная модель эффективна в $60-65\%$ случаев, малоэффективна примерно в 30% результатов и ошибочна в $5-10\%$ случаев [26].

Задачи дальнейших исследований

На территории Российской Федерации имеется 2650 водохранилищ, и их общий объем достигает более 1 млн. куб. км. Многие из них используются для питьевого водоснабжения, рекреации, рыбного хозяйства и рыболовства. Все это относится к санитарно-эпидемиологическому и экологическому благополучию населения, целостности природных экосистем. Поэтому получение адекватных оценок расчета и прогноза показателей качества воды в них остается насущной актуальной задачей.

В последние годы приборостроительная промышленность (зарубежная и отечественная) добилась существенных достижений в создании высококачественных автоматизированных средств измерений состава и свойств воды. Уже не один десяток лет существует множество государственных (и отраслевых) стандартных образцов (ГСО и ОСО) веществ в воде, с помощью которых можно не только калибровать приборы, но и проводить метрологическую аттестацию методик выполнения измерений (МВИ) и осуществлять межлабораторные и внутрилабораторные сравнительные испытания проб воды, обеспечивающие в конечном итоге единство и достоверность измерений. Большинство МВИ оформлены в виде нормативных документов. Есть государственные

стандарты (в т.ч. на основе международных стандартов ИСО и ИСО/МЭК) на методы отбора проб, на требования к испытательным и измерительным аналитическим лабораториям (ИЛ), многие из которых аккредитованы в качестве независимых и технически компетентных. в Системе сертификации ГОСТ Р (с ноября 2011 г. функции по аккредитации ИЛ переданы в Федеральную службу по аккредитации Минэкономразвития). Поэтому технических проблем при исследовании качества воды водоемов практически нет. Есть проблемы в финансировании работ, компетентности и энтузиазме самих исследователей.

В аспекте тематики данной статьи остановимся на необходимости решения следующих задач, стоящих перед специалистами.

1. Проведение одновременных (синхронных) гидролого-гидрохимических и гидробиологических съемок (возможно, и микробиологических, токсикологических и радиационных исследований в зависимости от конкретного объекта) в характерные гидрологические и биологические фазы с учетом пространственно-временной динамики антропогенного воздействия (сточные воды, поверхностный и внутрпочвенный сток с сельхозугодий, аварийные выбросы, захоронения отходов и т.п.).

2. Проведение специальных экспериментов по оценке самоочищающей способности водоема (определение коэффициентов неконсервативности в том числе); влиянию дна и донных отложений, возможно, с применением «трассеров»; определение периодов стратификации и глубин слоя температурного скачка (термоклина), суточной динамики биогенных элементов, включая растворенные кислород и окись углерода [26], влияния тепловых сбросов ТЭС или АЭС (если они имеются на данном объекте).

3. Выбор расчетной модели, ее апробация и верификация по независимым данным фактических натурных исследований при условии обеспечения их достоверности и пространственно-временной репрезентативности. Оценка этой модели по критериям точности, достоверности и эффективности с дачей рекомендаций по ее применимости для соответствующих водно-экологических ситуаций.

4. Разработка конкретных практических рекомендаций по регулированию качества воды в изучаемом водном объекте с желательной оценкой экономической эффективности предполагаемых водоохраных и водосберегающих мероприятий (причем, их может быть несколько как альтернативных).

Заключение

Полученные результаты верификации дают объективную оценку адекватности и применимости модели, а предлагаемые оценочные критерии

могут быть рекомендованы для проверки математических моделей прогноза качества воды.

Необходимо заметить, что предлагаемая модель далеко не во всех случаях и не по всем показателям может соответствовать реальным данным исследований и наблюдений. Поэтому для конкретных водоемов следует установить критерий выбора степени детализации в зависимости от гидрологического (скорость ветрового и стокового течений, интенсивность водообмена, наличие устойчивой стратификации и т.д.), гидрохимического и гидробиологического режима с учетом антропогенного воздействия (сточные воды, поступление загрязнений с талым и дождевым стоком, интенсивность и направленность внутриводоемных процессов, включая самоочищение и вторичное загрязнение от дна и гидробионтов, др. факторы). В любом случае желательно иметь возможность проводить специальные эксперименты, как это и удалось для исследованного объекта — Верхнедеснинского водохранилища-охладителя Смоленской АЭС при непосредственном участии преподавателей и студентов кафедры гидрологии и гидрохимии географического факультета Киевского госуниверситета и гидрологам КИП-8 института «Гидропроект».

Литература

1. Айзатулин Т.А., Лебедев Ю.М. Моделирование трансформации органических загрязнителей в экосистемах и самоочищения водотоков и водоемов // *Общая экология. Биоценология. Гидробиология / Итоги науки и техники*. М., ВИНТИ, 1977. Т.4, с.8-74
2. Айзатулин Т.А., Шамардина И.П. Моделирование континентальных водоемов и водотоков // *Общая экология. Биоценология. Гидробиология / Итоги науки и техники*. М., ВИНТИ, 1980. Т.5, с.8-57
3. Алексеев В.В. Динамические модели водных биоценозов // *Человек и биосфера*. Вып. 1., М.: Изд-во МГУ, 1976. С. 3-137.
4. Багоцкий С.В. Математическое моделирование процессов самоочищения в водных экосистемах / С.В. Багоцкий, В.А. Вавилин // *Водные ресурсы*. 1976. №4. С.123-134.
5. Васильев С.Ф. Математическое моделирование качества воды в реках и водоемах // *Качество вод и научные основы их охраны*. Л.: Гидрометеиздат, 1976. С. 161-168.
6. Власова Т.И. Пакет программ для исследования переноса примесей в атмосфере и водоемах // *Долгосрочные прогнозы природных явлений*, М.: Наука, 1977. С. 134-141.
7. Георгиевский В.Б. Идентификация моделей экосистем по натурным данным (обратные задачи экологии) // *Тр. советско-американского симпозиума «Исследование математических моделей для оптимизации управления качеством воды»* Ч.1. Л.: Гидрометеиздат, 1979. С. 82-104.
8. Горстко А.Б. Портретная имитационная модель для прогноза состояния водных экосистем // *Тр. советско-амери-*

- канского симпозиума «Исследование математических моделей для оптимизации управления качеством воды» Ч.2. С.123-133.
9. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наукова думка, 1979. 290 с.
10. Джеймс А.(ред.) Математические модели контроля загрязнения воды.. М.: Мир, 1981. 466 с.
11. Джефферс Дж. Введение в системный анализ: применение в экологии. М.: Мир» 1981. 256 с.
12. Знаменский В.А. Гидрологические процессы и их роль в формировании качества воды. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 268 с.
13. Караушев А.В. Теоретическая модель переноса сточных вод в озерах и водохранилищах. М.: Гидрометеиздат, 1979. С.3-10.
14. Цыцарин Г.В. Опыт прогноза качества воды в водохранилищах питьевого водопользования. Ч.1. Основные принципы построения расчетной модели и оценки величины поступления веществ в водохранилище / Г.В. Цыцарин, Ю.М. Лебедев // *Гидрохимические материалы*, 1974. 61 с.
15. Войнич-Сяноженцкий Т.Г., Литвин Ю.А. Модели процессов формирования качества воды водохранилищ. / Т.Г. Войнич-Сяноженцкий, Ю.А. Литвин // *Сб. науч. тр. В/О «Союзводпроект»*, 1984. С. 31-39.
16. May R. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton Univ., 1974. 265 p.
17. Mellor J. Application of mathematical modeling to water quality management / Mellor J., Oxley N. // *Effluent and Water Treat J.* 1973. V. 13. №8. P. 473-479.
18. Tiwari J. Random differential equations as models of ecosystems: Monte-Carlo simulation approach / Tiwari J., Hobbie J. // *Math.Biosci.*, 1976. V. 28, №2., P. 25-84.
19. Агейков В.Ю. Разработка и применение методов теоретико-группового подхода для математического моделирования качества воды пресноводных экосистем. Барнаул: Изд-во АлтГТУ, 2010. 7 с.
20. Цхай А.А. Математическая модель экосистемы водохранилища: горизонтальное приближение. Барнаул: Изд-во АлтГТУ, 1995, с.44-45
21. Морозова А.Г. Факторы эвтрофикации экосистемы водоемов-охладителей и принципы оптимизации качества воды для технических целей и аквакультуры. Дисс..... докт. биол.н., Красноярск, 2003. 337 с.
22. Рахуба А.В. Пространственно-временная изменчивость качества вод Саратовского водохранилища в условиях неустановившегося режима: натурные эксперименты и численное моделирование. Автореф.дисс., канд. биол. наук, Екатеринбург, 2007.
23. Сидиропуло С.Г. Математическое моделирование переноса загрязняющих веществ в Цимлянском водохранилище. Автореф. дисс., канд. биол. наук, Ростов-на-Дону, 2007.
24. Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
25. Квейд Э. (ред.) Анализ сложных систем. М.: Советское радио, 1969. 519 с.
26. Соколов С.А. Гидролого-гидрохимические факторы формирования качества воды водоемов-охладителей АЭС. Дисс..... канд. техн. наук., М., 1985. 252 с.

27. Соколов С.А. Определение качества воды в водохранилищах по данным натурных наблюдений // Гидротехническое строительство. 1988. №4. С.44-48.
28. Соколов С.А. Определение рационального уменьшения водозабора на орошение с учетом водообмена и качества воды // Гидротехническое строительство. 1989. №4. С. 25-28.
29. Браславский А.П. Расчет минерализации воды в водохранилищах // Гидрохимические материалы. 1961. №32. С. 72-96.
30. Лятхер В.М., Милитеев А.Н., Яшин В.Н. Исследования численными методами распространения примеси в неглубоких водоемах // Водные ресурсы, 1979, №4, с.152-160.
31. Пелешенко В.И. Применение вероятностно-статистических методов для анализа гидрохимических данных / В.И. Пелешенко, Н.И. Ромась. Киев: Изд-во КГУ, 1977. 65 с.
32. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 373 с.
33. Батырева В.А. Видовой состав, динамика развития высшей водной растительности водоема охладителя Смоленской АЭС / В.А. Батырева, Н.В. Федоскин // Проблемы развития и функционирования водоема-охладителя Смоленской АЭС. Смоленск: Изд-во СГПИ, 1982. С.13-33.
34. Соколов С.А. Термический и кислородный режим водоема-охладителя Смоленской АЭС в предэксплуатационный период // Проблемы развития и функционирования водоема-охладителя Смоленской АЭС. Смоленск: Изд-во СГПИ, 1982. С. 47-52.
35. ГОСТ 27384-2002. Вода. Нормы погрешности измерений состава и свойств. М., Изд-во стандартов, 2002.
36. Попов Е.Г. Основы гидрологических прогнозов. Л.: Гидрометеиздат, 1968. 294 с.

S.A. Sokolov

REALIZATION OF SYSTEM APPROACH TO PREDICTION OF WATER QUALITY IN RESERVOIRS: FROM CALCULATED MODEL TO FORECAST VERIFICATION BASED ON INDEPENDENT DATA

Calculated simultaneous equations for prediction of water quality are described and it is based on a system approach and a method of water-material balance of a water body. Results of concentration calculations and experimental independent data were shown to have sufficient convergence for both the whole reservoir and its individual areas. Forecast criteria of accuracy, correctness and effectiveness for evaluation of applicability of proposed model are discussed. Recommendations of its application at next studies are given

Key words: hydrochemistry, water body, water quality, model, prediction