

тированные модели дадут представление о потенциальных рисках ЧС при пусках РН. С целью уточнения этих моделей необходимо организовать наблюдения в РП и на смежных территориях путем применения современных технических средств дистанци-

онного выявления, сопровождения и обнаружения фрагментов. Для эффективного поиска крупных фрагментов ОЧ РН текущих пусков (топливные баки, ГО и др.) предлагается оснастить их средствами локализации (радиомаяки и пр.).

Библиографический список

1. Робертус, Ю.В. Факторы воздействия и экологические последствия ракетно-космической деятельности на территории Республики Алтай / Ю.В. Робертус, Р.В. Любимов // Двойные технологии. – 2001. – № 3.
2. Робертус, Ю.В. Физические аспекты влияния ракетно-космической деятельности на окружающую среду Алтай-Саянского региона / Ю.В. Робертус, А.В. Пузанов // Обеспечение экологической безопасности ракетно-космической деятельности: матер. науч.-практ. конф. – М., 2011.
3. Робертус, Ю.В. Влияние фрагментов ракетно-космической техники на экологическую ситуацию в Алтай-Саянском регионе // Проблемные вопросы методологии утилизации смесевых твердых ракетных топлив, отходов и остатков жидких ракетных топлив в элементах ракетно-космической техники. – Бийск, 2000.

Bibliography

1. Robertus, Yu.V. Faktorih vozdeystviya i ehkologicheskie posledstviya raketno-kosmicheskoy deyatel'nosti na territorii Respubliki Altaj / Yu.V. Robertus, R.V. Lyubimov // Dvoyniye tekhnologii. – 2001. – № 3.
2. Robertus, Yu.V. Fizicheskie aspekti vliyaniya raketno-kosmicheskoy deyatel'nosti na okruzhayushuyu sredu Altae-Sanskogo regiona / Yu.V. Robertus, A.V. Puzanov // Obespechenie ehkologicheskoy bezopasnosti raketno-kosmicheskoy deyatel'nosti: mater. nauch.-prakt. konf. – M., 2011.
3. Robertus, Yu.V. Vliyaniye fragmentov raketno-kosmicheskoy tekhniki na ehkologicheskuyu situatsiyu v Altae-Sayanskom regione // Problemnnye voprosy metodologii utilizatsii smesevykh tverdykh raketnykh topliv, otkhodov i ostatkov zhidkiykh raketnykh topliv v ehlementakh raketno-kosmicheskoy tekhniki. – Biryjsk, 2000.

Статья поступила в редакцию 24.03.13

УДК 51-7:502.175

Semchukov A.N. THE NOVOSIBIRSK RESERVOIR WATER QUALITY MODELLING. PART 1: MODEL DESCRIPTION. Basing on field measurement for Novosibirsk reservoir the eutrophication unit of the WASP water quality model was calibrated. It describes the dynamics of phytoplankton and dissolved oxygen concentrations, nutrient cycle and self-purification of water body against organic pollution. The ways of farther development of the Novosibirsk reservoir water quality modeling were highlighted. The description of the model is given in the first part of the article.

Key words: water quality, mathematical modeling, Novosibirsk reservoir.

А.Н. Семчуков. канд. физ.-мат. наук, н.с. Института водных и экологических проблем СО РАН,
E-mail: sasha@iwep.nsc.ru

МОДЕЛИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА. ЧАСТЬ 1. ОПИСАНИЕ МОДЕЛИ

По результатам натурных наблюдений на Новосибирском водохранилище выполнена калибровка эвтрофикационного блока модели качества воды WASP, описывающего изменение концентрации фитопланктона и растворенного кислорода, круговорот биогенных веществ и самоочищение водоема от органического загрязнения. Намечены пути дальнейшего развития моделирования качества воды Новосибирского водохранилища. В первой части статьи приведено описание использовавшейся модели.

Ключевые слова: качество воды, математическое моделирование, Новосибирское водохранилище.

Проведена калибровка эвтрофикационного блока модели качества воды WASP5 [1] по параметрам, полученным в ходе исследований Новосибирского водохранилища в 1981 г. Для этого года имеются наиболее подробные данные о гидрохимическом и гидробиологическом режиме водохранилища. В первой части статьи приведено описание использовавшейся модели. С целью калибровки модель с небольшими изменениями была численно реализована в объемной (нульмерной) постановке, т.е. водохранилище рассматривалось как единое целое и его пространственная однородность не учитывалась, что позволило значительно снизить объем вычислений. Одновременно с расчетом качества воды выполнялся расчет водного баланса и ледотермического режима водоема.

Впоследствии эту модель предполагается включить в качестве блока в плановую (двухмерную горизонтальную) модель течений и ледотермического режима водоема. Это позволит выполнить анализ распределения концентрации примесей по акватории водохранилища, которое как известно, имеет значительную пространственную неоднородность, включая в себя участки с существенно различной интенсивностью биохимических процессов такие, как проточная русловая часть и застойные мелководные зоны, характеризующиеся интенсивным цветением воды.

Модель WASP разработана под эгидой Американского агентства по охране окружающей среды и широко используется для

расчета качества воды в водоемах и водотоках. Эвтрофикационный блок этой модели описывает процесс самоочищения воды от органического загрязнения, динамику концентрации фитопланктона и растворенного кислорода, круговорот биогенных веществ и продуктов жизнедеятельности живых организмов, а также процессы массообмена с донными отложениями.

Фитопланктон является основным источником первичной продукции органического вещества в большинстве водоемов и водотоков и оказывает существенное влияние не только непосредственно на концентрацию органики, но и растворенного кислорода, что является одним из важнейших показателей качества воды и определяет скорость разложения органического загрязнения. Учет жизнедеятельности фитопланктона также необходим для моделирования концентрации определяющих биогенных веществ (аммонийный, нитратный, нитритный азот, минеральный фосфор), относящихся к приоритетным загрязнителям. Кроме того, избыточный рост фитопланктона (цветение воды) существенно снижает рекреационные качества рек и водоемов.

Данная модель позволяет предсказывать влияние поступления биогенных веществ и органического загрязнения с городских очистных сооружений и крупных животноводческих комплексов, промышленных предприятий, городских и сельскохозяйственных территорий на качество воды в водоемах и водотоках. При этом учитывается не только разложение органического

загрязняющего вещества с потреблением кислорода, но и сложный комплекс физических, физико-химических и биохимических процессов, включая вторичное загрязнение из донных отложений и эффект эвтрофирования. Избыточная концентрация биогенных веществ порождает бурный рост фитопланктона, что дает сильное вторичное органическое загрязнение и резкое падение

концентрации растворенного кислорода, так как в ночное время фитопланктон потребляет большое количество кислорода, не производя его.

Основные уравнения. В объемной постановке основной модели качества воды являются уравнения массового баланса примесей в водоеме, включающие члены, описывающие их взаим-

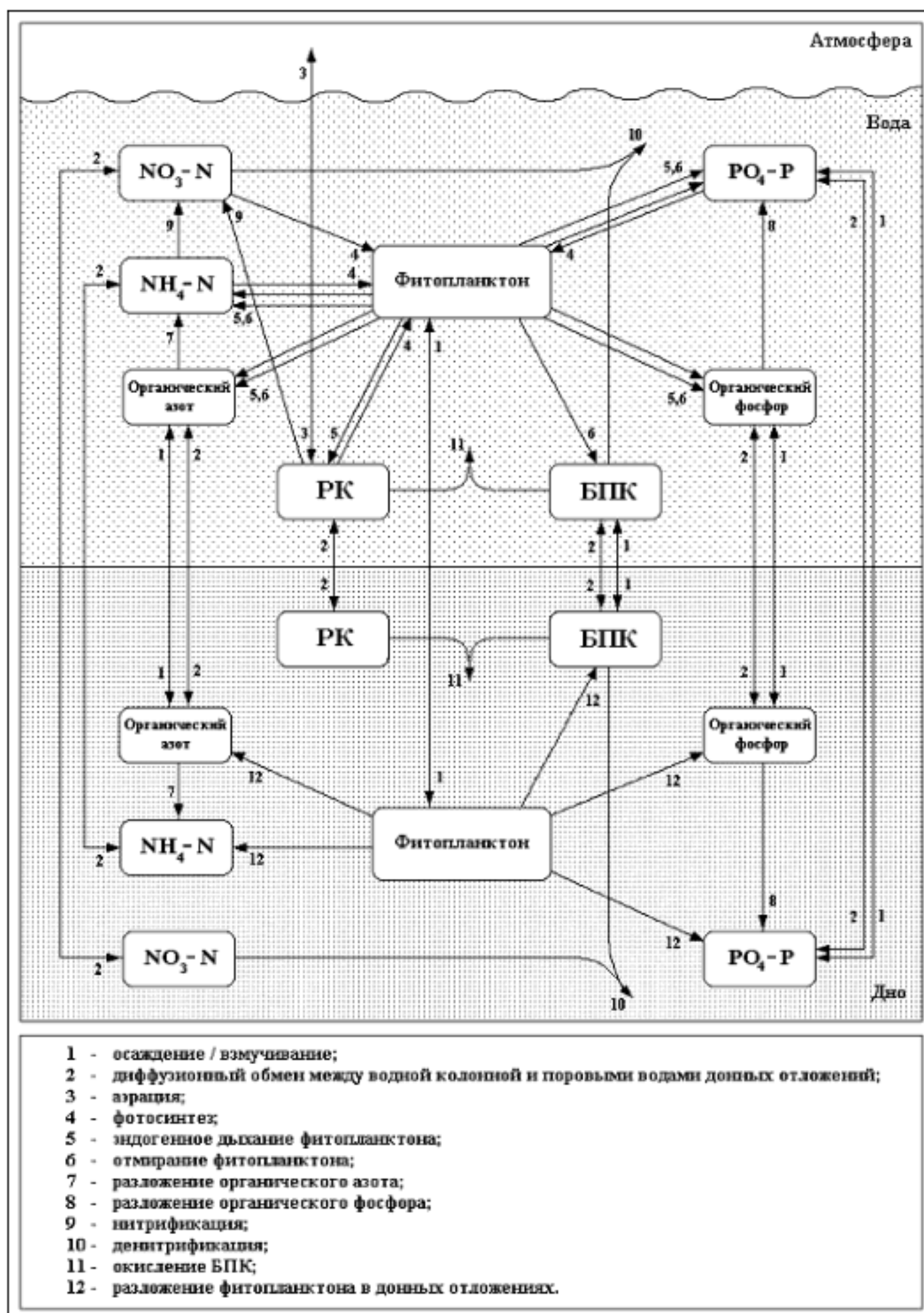


Рис. 1. Схема потоков вещества в эвтрофикационном блоке модели качества воды WASP5

ную трансформацию и массообмен с атмосферой и донными отложениями:

$$\frac{dVC_i}{dt} = \sum_{j=1}^K L_{ij} - q_{out} C_i + VF_i \quad (1)$$

где V – объем водохранилища (исключая лед и снег), C_i – концентрации моделируемых примесей в водохранилище, L_{ij} – поступление примесей через входной створ, с грунтовыми водами, атмосферными осадками или тающим льдом и снегом, q_{out} – расходы воды через плотину ГЭС, F_i – скорость изменения концентрации примесей вследствие биохимических реакций, их взаимодействия с донными отложениями и атмосферой.

Недостаток информации, а также в связи с тем, что по оценке [2] поступление из донных отложений составляло только небольшую часть баланса биогенных элементов в Новосибирском водохранилище, блок трансформации веществ в донных отложениях в данной работе был опущен, поэтому соответствующие уравнения здесь не приведены. Поскольку член F зависит от температуры воды и глубины водоема, одновременно с расчетом качества воды выполняется расчет водного и теплового баланса:

$$\frac{dV}{dt} = \sum_{j=1}^N q_j - q_{out} + q_a \Omega \quad (2)$$

$$\frac{dVT}{dt} = \sum_{j=1}^N q_j T_j - q_{out} T + \Omega \frac{\Phi}{\rho c_p} \quad (3)$$

где T – температура воды в водохранилище, q_j и T_j – расходы притоков (Обь и Бердь) и температура воды в них, Ω – площадь свободной поверхности водохранилища, q_a и Φ – интенсивность влаго- и теплообмена с атмосферой или снежно-ледовым покровом, ρ и c_p – плотность и теплоемкость воды. Под интенсивностью влагообмена с атмосферой понимаются атмосферные осадки и испарение (конденсация), которое также, как теплообмен вычисляется по методике Харлемана [3], исходя из температуры воды и метеорологической информации. При этом определяется и освещенность, учет которой важен при расчете скорости роста биомассы фитопланктона.

Наличие снежно-ледового покрова существенно изменяет характер тепло-, влаго- и газообмена (аэрация) на свободной поверхности воды, а также освещенности. Изменение толщины ледового и снежного покровов (и соответственно, величина q_a при наличии льда) вычисляется по методике Харлемана-Румера [4], дополненной учетом снежного покрова. Это предполагает квазистационарное распределение температуры по толщине льда, так и снега. Моментом возникновения льда считается переход температуры воды через точку замерзания, а исчезновения льда и снега – соответственно, переход через ноль их толщины в результате таяния. Для решения системы уравнений (1)–(3) необходимо задать начальные условия, т.е. концентрации примесей, температуру воды, толщину льда и снега на льду (плотность снега в данной работе считается постоянной) в момент начала расчета.

Уравнения взаимной трансформации примесей. Эвтрофикационный блок модели качества воды WASP содержит 8 переменных. Соответственно, моделируется и аналогичное количество изменений концентраций примесей, которые могут взаимодействовать и взаимно трансформироваться:

- концентрация аммонийного азота;
- концентрация нитратного азота;
- концентрация минерального фосфора;
- концентрация фитопланктона в углеродных единицах;
- концентрация органического углерода, выраженная через биохимическую потребность кислорода на разложение органического вещества (БПК_{полн} или БПК);
- концентрация растворенного кислорода;
- концентрация органического азота;
- концентрация органического фосфора.

При этом учитываются следующие процессы (рис. 1):

- фотосинтез – рост концентрации фитопланктона с потреблением минерального фосфора, аммонийного азота, нитратного азота и выделением кислорода;
- эндогенное дыхание фитопланктона – уменьшение концентрации фитопланктона с выделением органического азота, аммонийного азота, органического фосфора, минерального фосфора и потреблением кислорода;
- отмирание фитопланктона – уменьшение концентрации фитопланктона с выделением органического азота, аммонийного азота, органического фосфора, минерального фосфора и увеличением БПК;
- минерализация органического азота – переход (разложение) органического азота в аммонийный;
- минерализация органического фосфора – переход (разложение) органического фосфора в минеральный;
- нитрификация – переход (окисление) аммонийного азота в нитратный с потреблением растворенного кислорода;
- денитрификация – разложение нитратного азота с уменьшением БПК (за счет окисления нитрат-иона);
- окисление БПК – уменьшение БПК (биохимический распад) с потреблением растворенного кислорода;
- аэрация – обмен кислородом с атмосферой.

В приведенных ниже уравнениях концентрации примесей C выражены в мг/л, а скорости их изменения F – в г/(м³·сут.). Предполагается, что часть органического азота, органического фосфора, БПК и минерального фосфора находится в растворенном, а часть – во «взвешенном» состоянии, причем минеральный фосфор может находиться во взвешенном состоянии за счет адсорбции на взвешенных наносах. Остальные примеси за исключением фитопланктона могут находиться только в растворенном виде, а фитопланктон по своей природе может быть только взвешенным.

Массообмен с донными отложениями происходит за счет диффузии растворенной фракции примесей между водой и поровыми водами донных отложений, а также за счет процессов осаднения / взмучивания. Предполагается, что основные потоки вещества идут в следующих направлениях: взвешенная органика (фитопланктон, органический азот, органический фосфор, БПК) осаждается из воды в донные отложения, разлагается там на минеральные вещества (аммонийный азот, минеральный фосфор), которые диффундируют обратно в воду, при этом в донные отложения идет диффузионный поток растворенного кислорода, который потребляется там при разложении БПК.

В данной работе взмучивание не учитывается из-за недостатка информации. В ходе калибровки диффузионные потоки задавались как постоянными значениями, так и температурно-зависимыми функциями, но поскольку это не дало существенно лучшего совпадения с натурными данными, от их учета также было решено отказаться. Таким образом, член F имеет следующий вид:

$$F_1 = A_{71} C_7 + a_{nc} ((1 - f_{an})(D + R) - P_1 G) C_4 - A_{12} C_1; \quad (4)$$

$$F_2 = A_{12} C_1 - a_{nc} (1 - P_1) G C_4 - A_{20} C_2; \quad (5)$$

$$F_3 = A_{83} C_8 + a_{pc} ((1 - f_{ap})(D + R) - G) C_4 - \frac{v_{s5}}{d} (1 - f_{d3}) C_3; \quad (6)$$

$$F_4 = \left(G - D - R - \frac{v_{s4}}{d} \right) C_4; \quad (7)$$

$$F_5 = a_{oc}DC_4 - a_1A_{20}C_2 - \left(A_{50} + \frac{v_{s3}}{d}(1 - f_{d5}) \right) C_5 \quad (8)$$

$$F_6 = \frac{K_a}{d}(C_s - C_6) - A_{50}C_5 - a_2A_{12}C_1 + ((a_{oc} + a_3a_{nc}(1 - P_1))G - a_{oc}R)C_4 \quad (9)$$

$$F_7 = a_{nc}f_{on}(D + R)C_4 - \left(A_{71} + \frac{v_{s3}}{d}(1 - f_{d7}) \right) C_7 \quad (10)$$

$$F_8 = a_{pc}f_{op}(D + R)C_4 - \left(A_{83} + \frac{v_{s3}}{d}(1 - f_{d8}) \right) C_8 \quad (11)$$

Здесь удельная скорость минерализации (бактериального разложения) органического азота, 1/сут.:

$$A_{71} = K_{71}\theta_{71}^{T-20} \frac{C_4}{K_{mpc} + C_4} \quad (12)$$

удельная скорость минерализации (бактериального разложения) органического фосфора, 1/сут.:

$$A_{83} = K_{83}\theta_{83}^{T-20} \frac{C_4}{K_{mpc} + C_4} \quad (13)$$

удельная скорость нитрификации (окисления аммонийного азота), 1/сут.:

$$A_{12} = K_{12}\theta_{12}^{T-20} \frac{C_6}{K_{nit} + C_6} \quad (14)$$

удельная скорость денитрификации, 1/сут.:

$$A_{20} = K_{20}\theta_{20}^{T-20} \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + C_6} \quad (15)$$

удельная скорость окисления (биохимического распада) БПК, 1/сут.:

$$A_{50} = K_{50}\theta_{50}^{T-20} \frac{C_6}{K_{BOD} + C_6} \quad (16)$$

K_{71} , K_{83} , K_{12} , K_{20} , K_{50} – максимальные удельные скорости этих процессов при 20 °C, 1/сут.; θ_{71} , θ_{83} , θ_{12} , θ_{20} ,

θ_{50} – коэффициенты их температурной зависимости, б/р; T – температура воды, °C.

Очевидно, что в данной модели скорости окисления БПК и нитрификации зависят от концентрации растворенного кислорода. Эта зависимость выражается функцией «Моно» (рис. 2а), т.е. при малой концентрации кислорода скорость ей примерно пропорциональна, а при большой концентрации достигается насыщение, и скорость окисления перестает от нее зависеть, следовательно, при дальнейшем увеличении концентрации растворенного кислорода скорость окисления будет стремиться к постоянной величине. Процессы минерализация органического азота и органического фосфора в данной модели предполагаются протекающими без участия кислорода и, соответственно, нечувствительными к его концентрации. Однако скорость этих процессов зависит от количества бактерий, которые осуществляют эти процессы. Поскольку объем бактерий обычно не известен, в данной модели предполагается, что он пропорционален концентрации фитопланктона. Поэтому скорости минерализации органического фосфора и органического азота выражаются через функцию «Моно» от его концентрации. Денитрификация происходит вследствие недостатка растворенного кислорода, поэтому этот процесс предполагается наиболее интенсивным при малой его концентрации, а при ее увеличении скорость денитрификации стремиться к нулю (рис. 2б). Соответственно, K_{mpc} ,

K_{nit} , K_{NO_3} , K_{BOD} – коэффициенты полунасыщения процессов минерализации органического азота/фосфора, нитрификации, денитрификации, окисления БПК, мг/л, т.е. концентрации растворенного кислорода или фитопланктона, при которых скорости этих процессов составляют половину от максимальной.

Жизнедеятельность фитопланктона определяется следующими коэффициентами:

– удельная скорость роста фитопланктона (фотосинтеза), 1/сут.:

$$G = K_G\theta_G^{T-20}G_I G_F \quad (17)$$

– удельная скорость уменьшения биомассы фитопланктона вследствие эндогенного дыхания, 1/сут.:

$$R = K_R\theta_R^{T-20} \quad (18)$$

– удельная скорость отмирания фитопланктона, 1/сут.

Где K_G и K_R – максимальные удельные скорости роста и дыхания фитопланктона при 20 °C, 1/сут.; θ_G и θ_R , – коэффициенты их температурной зависимости, б/р. Помимо температуры, скорость фотосинтеза ограничивается освещенностью и наличием питательных (биогенных) веществ, что выражается через коэффициенты G_I и G_F , б/р.

В данной модели лимитирующими питательными веществами для фитопланктона считаются минеральный фосфор и минеральный (аммонийный и нитратный) азот. Зависимость скорости роста от фосфора и азота G_P и G_N задается функциями «Моно», причем выбирается то ограничение, которое является наиболее жестким:

$$G_F = \min(G_P, G_N), \quad (19)$$

$$G_P = \frac{f_{d3} C_3}{K_{np} + f_{d3} C_3}, \quad G_N = \frac{C_1 + C_2}{K_{nn} + C_1 + C_2}.$$

Здесь K_{np} и K_{nn} – коэффициенты полунасыщения фитопланктона по фосфору и азоту, мг/л. Чаще всего в пресноводных водоемах умеренной зоны лимитирующим элементом является фосфор [5].

Ограничение на скорость роста фитопланктона по освещенности задается функцией Стила. Эта функция предполагает увеличение скорости роста с увеличением освещенности, которая будет определяющей пока не достигнет оптимального значения, после чего скорость роста уменьшается (рис. 2с). Данная функция усредняется по глубине с учетом поглощения света водой:

$$G_I = \frac{e}{K_e d} \left(\exp \left(-\frac{I_0}{I_s} \exp(-K_e d) \right) - \exp \left(-\frac{I_0}{I_s} \right) \right) \quad (20)$$

Здесь I_0 – солнечная радиация сразу под поверхностью воды, получаемая при расчете теплового баланса, ккал/(м²·ч); I_s – радиация, при которой достигается максимальная интенсивность фотосинтеза, ккал/(м²·ч); K_e – коэффициент поглощения света водой, 1/м; d – средняя глубина, м, $d = V/\Omega$; $e = 2.71828182$ – число «е». В данной работе внутрисуточное изменение I_0 не учитывалось, при наличии льда I_0 считалось нулевым.

$$K_e = K_{e0} + K_c C_4, \quad (21)$$

где K_{e0} – коэффициент ослабления света без учета фитопланктона (в «чистой» воде), 1/м; K_c – коэффициент ослабления света фитопланктоном, м²/г.

По физиологическим причинам предпочтительной формой азота для фитопланктона является аммонийный, что выражается через коэффициент предпочтения P_1 , б/р., показывающий, какую часть от потребляемого азота он составляет. При постоянной концентрации нитратного азота коэффициент предпочтения зависит от концентрации аммонийного азота как функция «Моно», а при постоянной концентрации аммонийного азота он уменьшается от единицы до некоторой почтойной величины с ростом концентрации нитратного азота от нуля до бесконечности (рис. 2д):

$$P_1 = \frac{C_1 C_2}{(K_{nn} + C_1)(K_{nn} + C_2)} + \frac{K_{nn} C_1}{(C_1 + C_2)(K_{nn} + C_2)}. \quad (22)$$

При потреблении нитратного азота он преобразуется в лучше усваиваемую форму с выделением дополнительного кислорода.

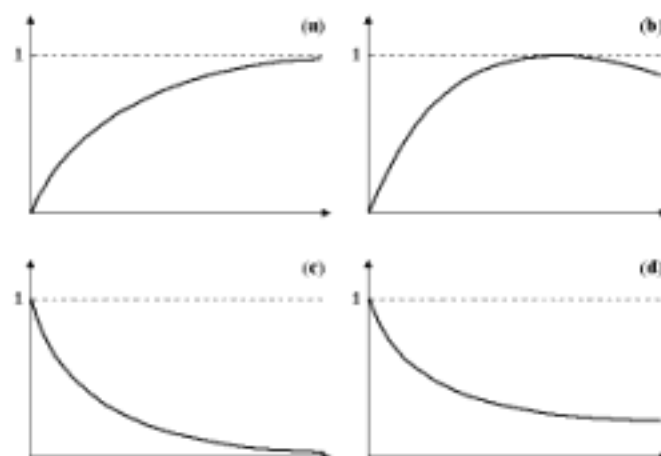


Рис. 2. а – функция «Моно»; б – функция Стила; в – зависимость скорости денитрификации от концентрации кислорода; д – зависимость предпочтения аммонийного азота фитопланктоном от концентрации нитратного азота

Предполагается, что в ходе жизнедеятельности фитопланктона (при дыхании и отмирании) часть азота и фосфора выделяются в органической форме. Эта доля задается постоянными параметрами f_{on} и f_{op} , б/р. Остальной азот и фосфор выделяются в минеральной форме, в частности азот – в аммонийной форме.

Как было сказано выше, предполагается, что часть органических азота, фосфора и БПК, а так же минерального фосфора находится во «взвешенном» состоянии, причем под «взвешенным» минеральным фосфором понимается минеральный фосфор, адсорбированный на взвешенных наносах. Способность минерального азота к адсорбции считается значительно меньшей и в расчет не принимается. Доли органических азота, фосфора, БПК и минерального фосфора, находящихся в «растворенном» состоянии, в данной модели определяется постоянными параметрами f_{d7} , f_{d8} , f_{d5} , f_{d3} , б/р, а остальная часть этих примесей, соответственно, находится во «взвешенном» состоянии. Вообще говоря, доля примеси, адсорбированной на взвешенных наносах, зависит от их концентрации, но для того, чтобы принять это во внимание, необходимо дополнить данную модель моделью переноса взвешенных наносов.

Все взвешенные примеси, включая фитопланктон, могут осаждаться. В данной модели предусмотрено три скорости оседания: для фитопланктона, взвешенной мертвой органики (органический азот/фосфор, БПК) и взвешенных наносов (минеральный фосфор): V_{s4} , V_{s3} , V_{s5} , м/сут.

Обмен кислородом с атмосферой (аэрация) определяется коэффициентом аэрации K_a , 1/сут., и дефицитом растворенного кислорода, т.е. разностью между концентрацией насыщения C_s , мг/л, и его текущей концентрацией. Концентрация насыщения и коэффициент аэрации определяются по формулам из [6-7]:

$$C_s = \exp \left(\frac{1.575701 \cdot 10^5}{T + 273.15} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{(T + 273.15)^2} + \right. \\ \left. + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{(T + 273.15)^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{(T + 273.15)^4} - 139.3441 \right). \quad (23)$$

$$K_a = \begin{cases} 0.728U^{1/2} - 0.317U + 0.037U^2, & \text{при отсутствии льда,} \\ 0, & \text{при наличии льда;} \end{cases} \quad (24)$$

Здесь U – скорость ветра, м/с, на высоте 10 м.

В уравнениях (4)-(11) используется ряд стехиометрических коэффициентов, характеризующих массовые соотношения в водной экосистеме:

- отношение массы азота к массе углерода в фитопланктоне, б/р;
- отношение массы фосфора к массе углерода в фитопланктоне, б/р;
- удельное выделение кислорода при фотосинтезе, б/р;
- удельное потребление углеродного БПК при денитрификации, б/р;
- удельное потребление кислорода при нитрификации, б/р;
- удельное выделение кислорода при фотосинтезе за счет потребления нитратного азота вместо аммонийного, б/р.

В отличие от других параметров, коэффициенты a_{oc} , a_1 , a_2 , a_3 не нуждаются в идентификации. Их значения заранее известны, т.к. они определяются элементарными химическими соотношениями:

$$a_{oc} = \frac{32}{12}, \quad a_1 = \frac{5}{4} \cdot \frac{32}{14}, \quad a_2 = \frac{64}{14}, \quad a_3 = \frac{48}{14}. \quad (25)$$

Согласно [5] в сырой массе пресноводного фитопланктона углерод составляет в среднем 6,5%, азот – 0,7, а фосфор – 0,08%. Поэтому в данной работе предполагалось, что:

$$a_{nc} = \frac{0.007}{0.065}, \quad a_{pc} = \frac{0.0008}{0.065}. \quad (26)$$

Заключение. В первом сообщении приведено описание использовавшейся модели качества воды, водного баланса и ледотермического режима Новосибирского водохранилища. Во второй сообщении будут описаны ее численная реализация, формирование входных данных для расчета, интерпретация натурных данных для калибровки модели, а также будут приведены результаты калибровки и некоторые предложения по дальнейшему развитию моделирования качества воды в Новосибирском водохранилище.

Библиографический список

1. Ambrose, R.D. WASP5.X A Hydrodynamic and water quality model / R.D. Ambrose, T.A. Wool, J.L. Martin et al. – Athens, Georgia, USA, 1991.
2. Цхай, А.А. Мониторинг и управление качеством вод речного бассейна. Модели и информационные системы. – Барнаул, 1995.
3. Rayan, R.J. Surface heat loss from cooling ponds / R.J. Rayan, D.R.F. Harleman, K.D. Stolzenbach // Water resources research. – 1974. – Vol. 10, № 5.
4. Wake, A. Modeling ice regime of lake Erie / A. Wake, R.R. Rumer // J. of the Hydr. Division. – 1979. – V 105. – № HY7.
5. Йоргенсен, С.Э. Управление озерными системами. – М., 1985.
6. Brown, L.C. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS / L.C. Brown, T.O. Barnwell. – Athens, Georgia, USA, 1987.
7. Handbook of Hydrology. – New York, USA, 1992.

Bibliography

1. Ambrose, R.D. WASP5.X A Hydrodynamic and water quality model / R.D. Ambrose, T.A. Wool, J.L. Martin et al. – Athens, Georgia, USA, 1991.
2. Chay, A.A. Monitoring i upravlenie kachestvom vod rechnogo bassejyna. Modeli i informacionnihe sistemih. – Barnaul, 1995.
3. Rayan, R.J. Surface heat loss from cooling ponds / R.J. Rayan, D.R.F. Harleman, K.D. Stolzenbach // Water resources research. – 1974. – Vol. 10, № 5.
4. Wake, A. Modeling ice regime of lake Erie / A. Wake, R.R. Rumer // J. of the Hydr. Division. – 1979. – V 105. – № HY7.
5. Yorgensen, S.Eh. Upravlenie ozernihmi sistemami. – M., 1985.
6. Brown, L.C. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS / L.C. Brown, T.O. Barnwell. – Athens, Georgia, USA, 1987.
7. Handbook of Hydrology. – New York, USA, 1992.

Статья поступила в редакцию 24.03.13