

УДК 551.468.4:574.4

Ю.С. Тучковенко, к.ф.-м.н., О.А. Торгонская
Одесский государственный экологический университет

КОНЦЕПЦИЯ РАЗВИТИЯ МОДЕЛИ КАЧЕСТВА ВОД СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Определены пути построения на основе модели качества вод северо-западной части Черного моря комплексной модели функционирования морской экосистемы и экотоксикологической модели. Рассмотрены подходы к описанию в моделях сукцессионных изменений в сообществе фитопланктона.

Ключевые слова: морские экосистемы, моделирование функционирования, влияние токсикантов.

Введение. Экологическое состояние вод северо-западной части Черного моря определяется количеством и качеством речного стока Дуная, Днепра, Днестра и Южного Буга. Речной сток существенно влияет на пространственно-временную изменчивость гидрологических характеристик вод этого района, а поступающие с ним биогенные и загрязняющие вещества токсического действия определяют трофность, сапробность, гидрохимический режим и качество вод. В связи с климатическими и межгодовыми колебаниями речного стока, изменениями антропогенной нагрузки на водосборе рек, в экосистеме северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) также будут происходить изменения. Для их прогнозирования требуется комплексная экотоксикологическая модель, которая представляет собой модель функционирования морской экосистемы указанного района Черного моря, с учетом воздействия на динамику биотических составляющих экосистемы загрязняющих веществ.

Частным случаем моделей функционирования водных экосистем являются модели качества вод, направленные на решение задачи эвтрофикации. Характерная их особенность заключается в том, что в этом классе моделей биотические составляющие максимально агрегированы, а связи между ними упрощены. Главное внимание уделяется корректному описанию изменчивости гидрохимических показателей качества водной среды и тем биотическим компонентам экосистемы, которые непосредственно связаны с абиотическими параметрами среды как прямыми, так и обратными связями. Адекватность этих моделей природным аналогам в значительной степени обеспечивается использованием в качестве базового блока гидротермодинамических моделей, способных описать основные особенности гидрологической структуры и динамики вод исследуемых шельфовых морских акваторий.

В работе [1] изложена математическая структура химико-биологического блока трехмерной нестационарной численной модели качества вод шельфовых морских экосистем. В химико-биологическом блоке решаются задачи самоочищения вод от загрязняющих веществ антропогенного происхождения и эвтрофикации. Описаны принципы и приведены результаты адаптации модели к условиям Днепровско –

Бугского приустьевоего района СЗЧМ, включающего в себя Одесский регион. Гидродинамический блок модели и результаты его адаптации к условиям вышеуказанного района подробно описаны в [2]. Показано, что используемая гидротермодинамическая модель МЕССА (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment), позволяет описать основные особенности формирования термохалинной структуры и динамики вод в Днепровско-Бугской приустьевой зоне СЗЧМ.

Цель представляемой работы заключается в разработке концепции развития модели качества вод, построенной и калиброванной для Днепровско-Бугского района СЗЧМ, до уровня комплексной модели функционирования водной экосистемы и экотоксикологической модели.

Различные варианты моделей динамики компонентов экосистемы Черного моря, либо отдельных его районов, предлагались ранее в работах [3-5]. Однако общим недостатком этих моделей является отсутствие либо слишком обобщенное, грубое описание в их структуре изменчивости абиотических факторов, определяющих условия обитания гидробионтов, их продукцию и смертность. Следовательно, можно ожидать, что при построении моделей функционирования водных экосистем на базе моделей качества вод, которые прошли успешную калибровку и верификацию, прогностические свойства этих моделей и их пригодность для решения прикладных экологических задач значительно повысятся. Кроме того, преимущество полученных результатов и подходов при разработке моделей различного уровня сложности в описании экологических процессов, протекающих в морской среде, (от модели качества вод до модели функционирования водной экосистемы и далее до экотоксикологической модели) позволит существенно сэкономить затраты на проведение экологического мониторинга.

Схема учета сукцессионных изменений в сообществе фитопланктона. Данные экологического мониторинга свидетельствуют о нестабильности годовой динамики биомассы фитопланктона в условиях антропогенного эвтрофирования вод СЗЧМ. В частности, речь идет о зависимости наличия и интенсивностей зимнего, зимне-весеннего, летнего и летне-осеннего пиков в годовом цикле изменчивости биомассы фитопланктона от совокупности гидрометеорологических условий конкретного года и особенностей эвтрофирования акватории.

Для повышения уровня адекватности описания моделью динамики первичной продукции органического вещества, которая в конечном счете определяет изменчивость состояния экосистемы в целом, необходим учет сукцессионных изменений в сообществе фитопланктона, поскольку каждая его систематическая группа определяется своим набором значений функциональных характеристик, входящих в уравнение динамики фитопланктона, построенного по типу (1). Понятно, что число таких уравнений, соответствующее числу описываемых систематических групп фитопланктона, которые могут быть включены в структуру модели, ограничено. В первом приближении, можно ограничиться рассмотрением динамики нескольких доминирующих групп фитопланктона - диатомовых и динофитовых водорослей [4, 6, 7]. Для каждой из этих групп должны быть определены следующие функциональные параметры, определяющие скорость изменения биомассы: максимальная удельная скорость роста каждой группы фитопланктона и ее зависимость от температуры воды; скорость метаболизма при различных условиях среды; оптимальная для фотосинтеза облученность; константы полунасыщения для зависимости скорости процесса первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном от наличной концентрации в воде минеральных форм биогенных элементов; влияние наличной биомассы на интегральный коэффициент ослабления облученности с глубиной.

Результаты различных исследований свидетельствуют [8], что указанные параметры являются функцией таких морфологических характеристик фитопланктона как доминирующий объем или удельная площадь поверхности его клеток. Эти функциональные зависимости определяются в лабораторных экспериментах с культурами водорослей. При наличии таких эмпирических зависимостей может быть построена самооптимизирующаяся модель, в которой решается задача структурной организации фитопланктона, а целевая функция заключается в достижении на каждом временном интервале оптимизации максимальной биомассы каждой группы фитопланктона [8]. Однако, при таком подходе возможно получить в модели адекватную природному аналогу сукцессию фитопланктона лишь при наличии совокупности функциональных зависимостей для всех параметров уравнения динамики биомассы фитопланктона от указанных морфолого-функциональных характеристик его клеток.

Гипотетически возможен и другой подход к учету в модели сукцессии фитопланктона, который позволит использовать не весь набор, а отдельные экспериментально установленные зависимости. Для его реализации необходимо установить вид функциональной связи между состоянием водной среды, определяемой набором характеристик (температурой воды, освещенностью, концентрацией минеральных форм биогенных элементов), влияющих на величину потока энергии, проходящего через фитопланктонное звено экосистемы, и характерной удельной площадью поверхности клеток доминирующих групп фитопланктона. Эта задача может быть решена на основе статистического анализа данных полевых наблюдений.

В качестве первого, грубого приближения, для повышения адекватности описания моделью изменчивости первичной продукции и динамики фитопланктона, его сукцессия может быть учтена путем задания, установленной из наблюдений, схемы изменения размерных характеристик клеток доминирующих групп фитопланктона на различных стадиях сукцессии. Т.е. при таком подходе, временная изменчивость морфолого-функциональных характеристик фитопланктона не определяется в модели, а задается исследователем как входная информация.

Приведем примеры некоторых, наиболее значимых из обсуждаемых выше зависимостей, которые могут быть использованы в модели формирования качества вод и функционирования экосистемы северо-западной части Черного моря для учета изменения функциональных характеристик доминирующих групп фитопланктона, в зависимости от изменчивости их морфологических характеристик на различных стадиях сукцессии. Согласно [9]:

$$V_p^{\max}(20) = 1.142(S_p/W_p)^{0.325},$$

$$\log V_p^{\max}(T) = \log V_p^{\max}(20) + b[1000/(273 + 20) - 1000/(273 + T)],$$

где $b = 3.78 - 2.505 \log(S_p/W_p)$. Здесь $V_p^{\max}(20)$, $V_p^{\max}(T)$ – максимальная суточная скорость роста водорослей при температуре воды 20°C и T, соответственно; (S_p/W_p) – преобладающая удельная площадь поверхности клетки; S_p – площадь поверхности преобладающего большинства клеток рассматриваемой систематической группы фитопланктона, мкм², W_p – их объем, мкм³.

Опираясь на удельную площадь поверхности клетки, можно оценить также поправочный коэффициент β [10] для гравитационной скорости осаждения водорослей w_{gs} , рассчитанной по известной формуле Стокса. Скорректированная скорость осаждения w_g , которая используется в модели, вычисляется следующим образом:

$$w_g = w_{gs} / \beta, \text{ где } \beta = 0.975 + \frac{0.308}{(S_p / W_p)}$$

Схема перехода к модели функционирования морской экосистемы. Компонентами такой модели, помимо биокосных элементов, являются разнообразные трофэкологические группы организмов, формирующие и определяющие потоки, а также трансформацию веществ и энергии в морской среде. Динамика биомассы i -го биотического компонента водной экосистемы в локальной точке пространства описывается дифференциальным уравнением вида:

$$F_i = \frac{dB_i}{dt} = P_i - R_i - G_i - M_i, \quad (1)$$

где $\frac{dB_i}{dt}$ – скорость изменения биомассы i -го компонента; P_i – продукция, создаваемая i -ым компонентом за единицу времени; R_i – траты на обмен (дыхание) в единицу времени; M_i – скорость отмирания (переход живого органического вещества в косное); G_i – скорость выедания данного биотического компонента другими.

Главная проблема, возникающая при доработке модели эвтрофикации до уровня комплексной модели функционирования морской экосистемы, заключается в том, что введение в модель даже нескольких дополнительных биотических переменных значительно усложняет ее математическую структуру из-за резкого увеличения числа трофических и метаболических связей между элементами модели. Поэтому при разработке моделей функционирования экосистем важно, чтобы потоки вещества и энергии, определяемые биотическими переменными состояниями экосистемы, описывались на основе единого, универсального подхода. Такой подход к расчету основных составляющих балансового уравнения (1) – продукции, дыхания, выедания, для гетеротрофных элементов планктонного сообщества был предложен в работах академика Виноградова [11, 12].

В соответствии с этим методом, продукция P_i i -ого биотического элемента - консумента морской экосистемы (трофической группы организмов), оценивается исходя из балансового равенства

$$P_i = A_i \eta_i - R_i, \quad (2)$$

где A_i – общий рацион i -го элемента экосистемы; η_i – коэффициент усвояемости пищи; R_i – траты на обмен (дыхание).

Полный рацион A_i каждого элемента состоит из его частных реальных рационов r_{ij} по всем j видам корма: $A_i = \sum_j r_{ij}$. Выедание E_j j -го элемента

определяется как сумма частных реальных рационов r_{ij} всех потребителей j -го корма:

$$E_j = \sum_i r_{ij}.$$

Частный реальный рацион r_{ij} i -го потребителя j -го корма рассчитывается по модифицированной формуле Ивлева:

$$r_{ij} = r_{ij}^{\max} \left[1 - \exp\left(-\xi_i \frac{B_j}{E_j}\right) \right], \quad (3)$$

где ξ_i – коэффициент близкий к 1; B_j, E_j – биомасса j -го корма и выедание его всеми потребителями, соответственно; r_{ij}^{\max} – максимальный частный рацион, пропорциональный полному максимальному рациону A_i^{\max} и доле, которую составляет данный j -й вид корма от всего наличного корма i -го элемента сообщества:

$$r_{ij}^{\max} = A_i^{\max} \frac{B_j J_{ij}}{\sum_j J_{ij} B_j}, \quad (4)$$

где J_{ij} – коэффициенты избирательности (доступности) питания i -го элемента планктонного сообщества по отношению j -му виду корма, характеризующие трофические связи в сообществе.

Заметим, что величина A_i^{\max} характеризует пищевые потребности потребителя, второй множитель в правой части выражения (4) – распределение общего рациона по всем видам корма, а последний множитель в правой части формулы (3) – зависимость рациона от условий питания.

Максимальный рацион i -го потребителя определяется по формуле:

$$A_i^{\max} = \frac{R_i}{(1 - K_{2i}^{\max}) n_i}, \quad (5)$$

где K_{2i}^{\max} – максимальный коэффициент использования пищи на рост.

Ключевой величиной в этой расчетной схеме является дыхание R_i , которое оценивается на основе приведенной в [11] эмпирической формулы, модифицированной авторами

$$R_i = a \varpi_i^{b-1} B_i, \quad (6)$$

где a и b – эмпирические коэффициенты, зависящие от температуры воды и изменяющиеся в пределах 0.32 - 0.44 и 0.72 - 0.89, соответственно; $\varpi_i = B_i / N_i$ – средний вес организмов каждой трофической группы, мкал/экз; B_i – биомасса i -го элемента экосистемы (трофической группы организмов); N_i – их численность. Поскольку величина ϖ в зависимости (6) выражена в мкал/экз, то для перехода от сырого веса гидробионтов к их энергетическому эквиваленту необходимо использовать коэффициенты калорийности k_{ϖ} (в кал/мг. сырого веса). Характерные значения калорийности для различных групп морского планктона приведены в [11]. Заметим, что множители перед биомассой в правой части формулы (6), представляют собой удельную скорость дыхания, 1/сут.

Таким образом, для перехода от модели качества вод морской акватории к модели функционирования ее экосистемы, в первом приближении достаточно

включения в систему гидробиологического мониторинга наблюдений за биомассой и численностью основных трофоэкологических групп гидробионтов, описываемых в модели. При построении комплексной модели функционирования морской экосистемы система дифференциальных уравнений блока эвтрофикации дополняется уравнениями типа (1) по числу моделируемых трофоэкологических групп организмов, трофические связи между которыми и метаболические выделения рассчитываются по изложенной выше схеме. При этом, траты на обмен рассматриваются в модели как процесс регенерации минеральных форм фосфора и азота, сопровождающийся потреблением кислорода, а неусвоенные остатки пищи включаются как приходная часть в уравнения для концентраций растворенной и детритной фракций косного органического вещества.

Схема перехода к экотоксикологической модели. В современных прикладных моделях качества вод блоки самоочищения и эвтрофикации вод используются отдельно, в зависимости от типа решаемых задач и рассматриваемых загрязняющих веществ. Однако при наличии информации об особенностях воздействия разных типов токсикантов на представителей различных трофоэкологических групп, слагающих исследуемую водную экосистему, возможно построение особого класса прикладных моделей, которые получили название экотоксикологических. В этих моделях результаты расчетов распределения концентрации токсикантов в морской среде и ее пространственно-временной изменчивости, получаемые при решении задачи самоочищения вод, служат входными данными для моделей функционирования водных экосистем, частным случаем которых являются модели эвтрофикации или биопродуктивности.

Как правило, концентрации токсических веществ в водной среде меньше установленных для них предельно-допустимых концентраций, но при хроническом (продолжительном) характере загрязнения, под их влиянием, может измениться структура, динамика и функционирование экосистемы. В экотоксикологических моделях изменения в экосистеме, вызванные действием загрязняющих веществ токсического действия, проявляются в изменении потоков, связывающих различные трофоэкологические группы гидробионтов – компоненты модели, изменении количественных характеристик этих групп (средних за определенные промежутки времени биомасс) и характере их изменчивости.

Воздействие токсикантов отражается в первую очередь на продукционных процессах и на выживаемости гидробионтов при прохождении ими ранних стадий развития. Чтобы учесть это, достаточно в балансовом уравнении (1) представить члены P и M в виде [13]

$$P = P_0 R_p(C), \quad (7)$$

$$M = M_0 + M_1(1 - R_m(C)), \quad (8)$$

где P_0 и M_0 – продуктивность и смертность биотического элемента водной экосистемы при отсутствии загрязняющего вещества (ЗВ); M_1 – максимальная скорость вымирания, обусловленная действием ЗВ; C – концентрация ЗВ; $R_p(C), R_m(C)$ – поправочные функции, описывающие зависимость токсического эффекта от концентрации C . Принимают значения от 0 до 1.

В соответствии с концепцией пороговости действия [14], функция R_p принимает значение = 1 в интервале от 0 до максимального значения не действующей (на продуктивность доминирующих видов рассматриваемой трофоэкологической группы гидробионтов) концентрации ЗВ, которую обозначим EC_0 , и значение = 0,

начиная с порога 100 % действия (EC_{100}). Аналогичные свойства справедливы и для функции R_m , в качестве порогов которой следует взять концентрации LC_0 и LC_{100} . Поведение функций между порогами определяется на основе экспериментальных данных, при отсутствии которых, в качестве первого приближения, можно использовать линейную зависимость (рис. 1) [13].

Исходя из вышесказанного, построение экотоксикологической модели предполагает: наличие модели качества вод с блоками самоочищения и, в оптимальном случае, функционирования водной экосистемы; определение в специальных экспериментах для моделируемых трофологических групп гидробионтов пороговых, по выживаемости и влиянию на продуктивность, концентраций ЗВ; задание поправочных функций $R(C)$ и введение их в исходную модель указанным выше способом.

Для учета комбинированного действия различных видов токсических веществ можно использовать модифицированную формулу, сочетающую принцип Либиха с учетом концентраций всех рассматриваемых токсикантов, а не только наиболее опасного k -го [13]:

$$R(C_1, C_2, \dots, C_N) = \min[R_i(C_i)] \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^N R_i(C_i) / (N-1),$$

где C_i – концентрация i -го токсиканта ($i=1, \dots, N$); $R_i(C_i)$ – поправочная функция для каждого токсиканта в отдельности.

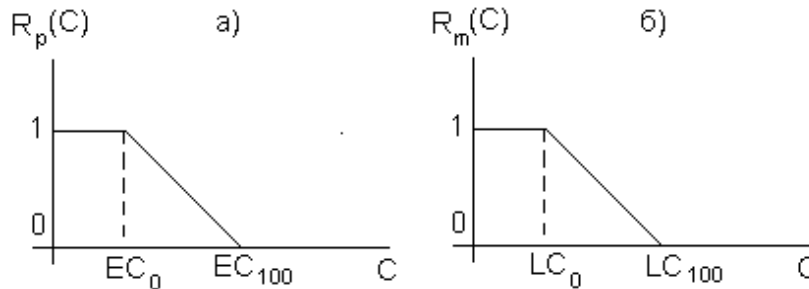


Рис. 1 Вид зависимости поправочных коэффициентов от концентрации токсиканта

Комбинированное действие токсикантов может быть оценено также по формуле с "суммированием" эффектов:

$$R(C_1, C_2, \dots, C_N) = \prod_{i=1}^N R_i(C_i).$$

Вычисленная по одной из приведенных формул, поправочная функция для нескольких токсикантов подставляется в уравнения (1) модели аналогично поправочной функции для одного токсиканта.

Таким образом, экотоксикологические модели можно рассматривать как высший уровень в иерархии моделей функционирования экосистем экологической направленности. Их использование при проведении практических расчетов

предполагает высокий уровень знания об особенностях функционирования исследуемой экосистемы, загрязненности вод и специфике воздействия загрязняющих веществ на различные трофологические группы гидробионтов.

Выводы. Модель качества вод [1], разработанная для северо-западной части Черного моря, может быть развита до уровня комплексной модели функционирования морской экосистемы, по мере накопления информации о ее биотических компонентах, а также, при реализации токсикологических исследований, до экотоксикологической модели, в которой учитывается влияние загрязняющих веществ на биопродуктивность, функционирование экосистемы исследуемой акватории моря и ее гидрохимический режим. Предложены концептуальные схемы этого перехода.

Учет в моделях сукцессионных изменений в сообществе фитопланктона на современном этапе исследований возможен лишь как грубое приближение к реальным процессам и нуждается в дополнительном целенаправленном системном исследовании для установления вида эмпирических зависимостей между параметрами уравнения динамики фитопланктона и морфологическими характеристиками его клеток, а также вида функциональной зависимости между состоянием водной среды, определяемой набором гидрофизических и гидрохимических характеристик, влияющих на величину потока энергии, проходящей через автотрофное звено экосистемы, и характерной удельной площадью поверхности клеток доминирующих групп фитопланктона.

Список литературы

1. Тучковенко Ю. С. Трехмерная математическая модель качества вод Днепровско-Бугского приустьевого района северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: НАН Украины, МГИ.– 2005.– Вып. 12.– С. 374 - 391.
2. Тучковенко Ю.С. Математическая модель формирования термохалинной структуры и циркуляции вод в лиманах, приустьевых и шельфовых областях северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: НАН Украины, МГИ.– 2003.– С. 138-153.
3. Беляев В.И., Кондуфорова Н.В. Математическое моделирование экологических систем шельфа.– К.: Наукова думка, Мор. гидрофиз. ин-т., 1990. – 240 с.
4. Виноградова Л.А., Василева В.Н. Многолетняя динамика и моделирование состояния экосистемы прибрежных вод северо-западной части Черного моря.– СПб: Гидрометеиздат, УкрНЦЭМ, Одесса, 1992.– 107 с.
5. Горбунов А.Е., Лебедева Л.П. Моделирование биотических и абиотических компонентов экосистемы пелагиали Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы. – М: Наука, 1991. – С. 271-289.
6. Нестерова Д.А. Влияние эвтрофирования на сукцессии фитопланктона северо-западной части Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы. – М: Наука, 1991. – С. 311-316.
7. Теренько Г.В. Современное состояние прибрежного фитопланктона северо-западной части Черного моря и роль в нем динофитовых водослей: Дис... канд. биол. наук: 03.00.17. – Одесса, 2004.- 174 с.
8. Страшкраба М., Гнаука А. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование: Пер. с англ.– М.: Мир, 1989.– 376 с.

9. Elliot J.A., Reynolds C.S., Irish T.E. The diversity and succession of phytoplankton communities in disturbance – free environments, using the model PROTECH // Arch. Hydrobiol., Vol 149, № 2, 2000. – P. 214 - 258.
10. *Моделирование* процессов переноса и трансформации вещества в море / Под ред. Ю.Н. Сергеева.– Л.: Из-во Ленингр. ун-та, 1979.– 291 с.
11. *Виноградов М.Е., Шушкина Э.А.* Функционирование планктонных сообществ эпипелагиали океана.– М: Наука, Ин-т океанол., 1987.– 240 с.
12. *Виноградов М.Е., Лебедева Л.П., Шушкина Э.А.* Элементы и экологические потоки в биологическом блоке моделей // Модели океанских процессов.– М.: Наука, ИОАН.– 1989.– С. 259 - 271.
13. *Носов В.Н., Артюхова В.И.* Моделирование антропогенного загрязнения экосистемы Каспийского моря // Теоретическая экология.- М.: Изд-во МГУ, 1987.– С. 42 - 48.
14. *Саноцкий И.В.* Концепция пороговости реакции живых систем на внешние воздействия и ее следствия в проблеме противохимической защиты биосферы // Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды советско-американского симпозиума. – Л., 1975.– С.112 - 120.

**Концепція розвитку моделі якості вод північно-західної частини Чорного моря.
Тучковенко Ю.С., Торгонская О.А.**

Визначені шляхи створення на основі моделі якості вод північно-західної частини Чорного моря комплексної моделі функціонування морської екосистеми і екотоксикологічної моделі. Розглянуто підходи до опису в моделях сукцесійних змін в угрупованні фітопланктону.

Ключові слова: морські екосистеми, моделювання функціонування, вплив токсикантів.

The concept of development of model of quality of waters of a northwest part of Black Sea. Tuchkovenko Y.S., Torgonskaya O.A.

Authors determine ways of construction on the basis of water quality model for northwest part of Black Sea of complex model of functioning of marine ecosystem and ecotoxicological model. The approaches to the description in models successional changes in community of phytoplankton are considered.

Key words: marine ecosystems, modelling of functioning, effect of toxic substances.