

## **Экологический прогноз изменения состояния водных экосистем. Обзор**

**Н.Г.Булгаков, В.Н.Максимов, А.П.Левич, А.К.Юзбеков, Д.В.Рисник**

**Московский государственный университет им. М.В.Ломоносова**

**119991, Москва, Ленинские горы, д.1, стр.12**

**тел.: (495)939-5560; e-mail: bulgakov@chronos.msu.ru**

Последние десятилетия отмечены ростом осознания обществом нежелательных последствий научно-технического прогресса [11]. Вода, как один из наиболее уязвимых природных ресурсов, особенно страдает от загрязнения. В первую очередь в "группу экологического риска" попали накопители воды – озера и водохранилища [46, 60, 75], Подсчитано, что объем только бытовых сточных вод к 2025 г. возрастет в 4-5 раз. Отсюда вполне понятно растущее беспокойство общественности.

При этом возникает вопрос, как определить грань между необоснованным запретом хозяйственной деятельности и экологической вседозволенностью? Для этого необходим обоснованный экологический прогноз последствий того или иного мероприятия. В то же время современная экология, как и 35 лет назад [66], зачастую оказывается бессильной при решении практических задач прогнозирования, необходимых для управления.

Как отмечает Е.А.Зилов [11], в последние два десятилетия для анализа и прогноза состояния экосистем широко применяют системный подход – метод решения проблем, в котором предпринимаются попытки построить копии реальной системы или ситуации с тем, чтобы в результате экспериментов с этой копией-моделью получить некоторое понимание реальности [3].

С.Э.Йоргенсен [54] указывает на то, что необходимость применения системного подхода связана с целым рядом обстоятельств:

1. Экологи, наконец, осознали, что мир гораздо сложнее, чем это казалось несколько десятилетий назад.

2. Экология экосистем быстро развилась за последние десятилетия и столкнулась с необходимостью интерпретации, понимания и применения результатов, полученных в других науках, в том числе в физике.

3. Осознано, что очень многие системы настолько сложны, что никогда не будут изучены во всех деталях.

4. Возникло понимание того, что многие природные системы "ирредуцибельны", т.е. невозможно свести объяснение поведения системы к законам поведения ее частей, так как в этих системах столько взаимодействующих элементов, что реакция системы никак не может быть оценена с использованием простых моделей.

5. В результате обстоятельств 1-4 развилось моделирование как инструмент исследования. Экологическое моделирование стало самостоятельной научной дисциплиной.

6. Анализ и синтез должны применяться "локоть к локтю". Синтез (например, в форме модели) указывает, какие аналитические результаты следует получить, а новые результаты анализа становятся компонентами синтеза.

7. Несколько десятилетий тому назад мы были более оптимистичны, полагая, что вскоре будет построено полное и детальное описание мира. Сейчас мы осознаем, что имеем дело со сложными, нелинейными и, часто, хаотичными системами. Поэтому, когда мы обращаемся к природным системам, мы должны использовать множество моделей для объяснения их поведения.

Основываясь на классификации прогнозов функционирования сложных систем и на собственном опыте, А.М.Бейм с соавторами [2] дают краткую классификацию прогнозов состояния экосистем.

Прогноз называется **точечным**, если при прогнозировании рассматриваемая система считается однородной или же прогноз осуществляется только для ее фиксированной точки. В противном случае прогноз называют **распределенным** (пространственным).

По величине заблаговременности (времени упреждения) различают **краткосрочные** прогнозы – число шагов не превосходит 3-4, **среднесрочные** – до 7-8 и **долгосрочные** – больше 8-10. Единицей измерения шага при экологическом прогнозировании могут служить, например, сутки, месяц, сезон, год и т.п. При этом существует мнение, что для получения надежных прогнозов базисный период (т.е. период ретроспективы) должен быть в 2-3 раза продолжительнее периода прогнозирования [22].

Прогнозы состояния экосистем имеет смысл также различать и по уровню детализации. Чем меньше временная единица шага прогноза, тем более детальным оказывается он по времени. Аналогично более детальным по структуре (параметрам) считается тот прогноз, у которого больше размерность вектора параметров, фигурирующих в рассматриваемом прогнозе [2].

Часто математики строят абстрактные модели сообществ (или экосистем), основываясь только на априорных представлениях, и получают с их помощью качественный прогноз. Прогнозы, полученные с помощью подобных моделей, можно назвать "**априорными**" (качественными), а полученным с использованием мониторинговой информации – "**апостериорными**"

(количественными) [2]. Рассмотрим подробнее принципы, согласно которым строятся те и другие прогнозы.

## 1. Качественные методы экологического прогнозирования

Методы качественного прогнозирования можно свести к трем группам:

1. Морфологический анализ,
2. Метод аналогий,
3. Метод экспертных оценок.

*Морфологический анализ.* Морфологический анализ включает в себя целый ряд приемов, объединенных по принципу систематизированного изучения объекта с целью выявления его структуры и основных закономерностей развития. Важную роль в этом анализе играет выделение реакций каждого из структурных элементов объекта на то или иное воздействие. Это дает возможность, учитывая взаимное влияние элементов друг на друга, построить цепочку реакций объекта на внешнее воздействие в целом и использовать всю сумму имеющейся информации об объекте. Однако этот метод имеет существенный недостаток: он не позволяет оценить "скорость реагирования" объекта на внешнее воздействие, т.е. не отслеживает сроки наступления реакции на воздействие [4, 31, 37].

Один из методов морфологического анализа – прогноз состояния водной экосистемы по содержанию хлорофилла "а". Как известно, этот показатель является мерой биомассы водорослей, хотя и не полностью ей эквивалентен. Количество хлорофилла – показатель более подвижный, чем биомасса, так как он отражает не только количество водорослей, но и удельное содержание пигмента в клетке, а значит и физиологическое состояние популяции. Анализ содержания хлорофилла занимает меньше времени, чем счетно-объемный метод определения биомассы фитопланктона, его производительность выше примерно в 20 раз и он довольно прост. Таким образом, определение содержания хлорофилла "а" позволяет достаточно быстро и на-

можно оценивать степень развития фитопланктона [28]. Значительные изменения в содержании хлорофилла "а" в водоеме под влиянием антропогенных факторов наблюдаются на этапе коренной перестройки водной экосистемы, примером чего может служить зарегулирование стока. В этом случае прогноз содержания хлорофилла, а, следовательно, и трофического уровня водоема, может быть сделан с большой точностью.

Возможен также детальный прогноз экологического действия любого вещества, для которого известны молекулярная масса, растворимость, коэффициенты распределения, токсикологические характеристики и величины бионакопления [11].

*Метод экспертных оценок.* Данный метод характеризует само его название. Он основан на анализе мнений и выводов различных экспертов о будущем состоянии изучаемого объекта и в общем виде представляет собой систему логических умозаключений, позволяющих дать оценку вероятности возможных изменений ("да – нет") и их направленности ("хорошо – плохо") [27]. И хотя разработаны специальные процедуры организации экспертиз и согласования мнений экспертов, очевидным недостатком этого метода является субъективность оценки [4, 31, 37].

*Метод аналогий.* Этот метод основан на поисках объектов – аналогов, о которых известен их отклик на те или иные воздействия. Он допускает, что изучаемый объект будет вести себя при данном типе воздействия адекватно объекту-аналогу. В географии это широко распространенный метод районов – аналогов. Частным случаем данного метода является экстраполяция тенденций развития некоего района в будущее при сохраняющемся воздействии. В данном случае район предполагается аналогичным самому себе в прошлом. Очевидно, что это верно лишь в том случае, если природные территориальные комплексы в результате рассматриваемого воздействия не претерпят существенной структурной перестройки.

Метод аналогий можно считать характерным приемом применения на практике выводов классического для природоведения сравнительно-

описательного метода. Достоинством его является достаточная методологическая разработанность, возможность привлечения традиционной качественной информации. Но очевидны и недостатки данного метода. Далекое не во всех случаях можно найти районы-аналоги, подвергшиеся данным типам воздействий и при этом наблюдавшиеся исследователями.

Общими чертами качественных методов экологического прогноза являются:

1. Методологическая разработанность. Фактически комплекс этих методов является конструктивным аппаратом классического природоведения. В любых достаточно полных описаниях того или иного природного территориального комплекса (или отдельных его компонентов, в частности, биотического) встречаются хотя бы беглые упоминания о генезисе и тенденциях современного развития.

2. Возможность использования качественной информации, что позволяет реально применять эти методы в практике экологического прогноза и экологической экспертизы.

## **2. Количественные методы экологического прогнозирования**

В общем виде количественные методы экологического прогнозирования можно отождествить с моделированием, направленным на количественное предсказание (расчет) индикаторных биологических показателей, как правило, численностей видов или других групп организмов.

Аргументами в моделях являются факторы, определяющие жизнедеятельность организмов. Среди таких факторов одно из первых мест занимает обеспеченность особей ресурсами среды. Критерием адекватности расчет-

ных схем может служить умение управлять структурой сообщества или, другими словами, умение поддерживать необходимые численности групп организмов, составляющих сообщество, изменяя значения аргументов функций, найденных при моделировании.

Любые подходы к моделированию в экологии сталкиваются с рядом трудностей, причина которых состоит в высокой сложности экологических систем. Одна из трудностей – "проклятие размерности" – большое количество групп организмов, требующих предсказания численностей. Вторая трудность связана с большим количеством факторов, от которых зависят численности. Живые организмы потребляют из окружающей среды десятки различных ресурсов, необходимых для их жизнедеятельности. Это и биогенные элементы, и микроэлементы, и энергия и т.п. При построении экологических моделей формально мы обязаны учесть влияние всех этих факторов. Однако строгий учет всех ресурсов при моделировании, например, системами дифференциальных уравнений, невозможен из-за технических трудностей, поскольку модель в этом случае должна содержать слишком много компонент и параметров. Доступная же для анализа модель будет опираться на субъективный отбор "наиболее существенных", по мнению исследователя, ресурсов или на концепцию лимитирующих факторов. В практике применения принципов экологического лимитирования в подавляющем большинстве случаев используются две формулировки, составляющие предельные случаи реалистичных ситуаций: принцип минимума Либиха, когда лимитирующим фактором оказывается единственный фактор, и принцип совокупного действия Митчерлиха, утверждающий влияние на сообщество всех факторов среды.

Экологический прогноз, основанный на математическом моделировании биологических процессов – достаточно обширная область исследования и по выбору объектов моделирования, и по набору методов, и по спектру решаемых задач. Наиболее широко распространенными являются модели, основу которых составляют дифференциальные уравнения [34]. Альтерна-

тивной этому традиционному направлению исследований является применение экстремальных принципов [35].

Модели каждого из методов, безусловно, обладают своими достоинствами и недостатками [34]. Так, дифференциальные или разностные уравнения позволяют описывать динамику процессов в режиме реального времени, тогда как вариационные методы, как правило, предсказывают лишь конечное стационарное состояние сообщества. Но на пути имитаций с помощью уравнений возникают трудности как принципиального, так и технического характера. Принципиальная трудность состоит в том, что не существует систематических правил вывода самих уравнений. Процедуры их составления основываются на полуэмпирических закономерностях, правдоподобных рассуждениях, аналогиях и искусстве модельера. Технические трудности связаны с высокой размерностью задач по моделированию сообществ. Для существенно многовидовых сообществ, потребляющих многочисленные ресурсы, требуется подбор сотен коэффициентов и анализ систем из десятков уравнений. (Если изучают сообщество из  $w$  групп организмов, потребляющих  $m$  ресурсов, то соответствующая система дифференциальных уравнений должна содержать, по крайней мере,  $w + mw + m$  уравнений с  $2w + 4mw$  параметрами, требующими идентификации.) Обычные приемы снижения числа переменных – их агрегирование или учет только доминирующих групп организмов – непригодны во многих задачах экологии. С течением времени существенную роль начинают играть редкие и малочисленные виды, которые, тем самым, следует включать в число переменных на начальных этапах моделирования. Агрегация переменных может нивелировать возможность управления функционированием сообществ. При работе с системами из десятков и более дифференциальных уравнений оказывается, что проследить причинные связи (для отладки, исключения ошибок, интерпретаций) в системе уравнений также сложно, как и в реальной экосистеме. В итоге не представляется возможным узнать, чем обусловлены полученные

результаты: реальным положением вещей, ошибками в исходных данных, недочётами алгоритма или еще чем-либо.

Прогностические модели, основанные на экстремальных принципах, как правило, преодолевают "проклятие размерности", но сохраняют произвол в выборе самих исходных принципов. Согласно экстремальным принципам в реальности осуществляются лишь некоторые состояния системы, а именно, состояния с экстремальным значением числовой функции (или функционала), называемой "целевой функцией", которая определяет развитие природной системы. Широкое применение экстремальные принципы получили в физике, механике, термодинамике, экономике, теории управления. В биологии вопрос о "целевой функции" стал более популярен с распространением эволюционного мышления в противовес статическому видению мира [84]. В работе П.В.Фурсовой и А.П.Левича [34] упомянуты следующие биологические экстремальные принципы: принцип минимума общего осмотического давления [77]; принцип максимальной общей скорости биохимической реакции [85]; принцип минимизации поверхностной энергии в развитии эмбриона [47]; принцип оптимальной конструкции [26]; принцип максимума жизненного репродуктивного успеха особи [32, 78]; принцип максимальной биомассы потомства [13]; принцип выживания [36]; принцип максимизации репродуктивных усилий [86]; принцип максимальной неожиданности протекания эволюции [10]; принцип максимального рассеяния энергии [68, 72, 80], принцип максимизации биомассы [65], принцип максимума устойчивости органического вещества [83]; принцип максимума Понтрягина в биоэкономической модели [42]; принцип стационарного состояния открытых систем [25]; принцип максимального разнообразия [63]; принцип максимальной обобщенной энтропии [17]; принцип минимума потребления лимитирующего вещества [23]; принцип максимума мальтузианского параметра [29]; принцип максимума использованной энергии [24]; принцип максимального суммарного дыхания [81]. Описан вывод логистического уравнения роста популяции, основанный на требовании экстремальности

функционала действия [82]. Описаны экстремальные свойства сообщества с горизонтальной структурой [30]. В основе так называемых моделей динамической структуры лежит максимизация скорости изменения общего потока энергии через систему, асценденции, эмерджентности, эксергии, косвенных эффектов, индекса зрелости [56, 59, 69, 70]. Использование термодинамики для решения проблем эволюции отражено в принципе наименьшей диссипации энергии и принципе наискорейшего спуска [12].

Столь широкий набор вариантов в формулировках экстремальных принципов говорит о неуниверсальности каждого из них. Поэтому проблема поиска экстремальных принципов, расчёта соответствующих им функционалов и обоснования ограничивающих экстремум условий, актуальная для теории систем, сохраняется и в теоретической экологии.

Представляется, что математическое моделирование и эксперименты с модельными экосистемами на сегодня – едва ли не единственные возможные подходы к предсказанию последствий антропогенных воздействий на экосистемы [39, 55].

Как указывает Е.А.Зилов [11], математические модели способны не только давать достоверные ответы, прогнозы, совпадающие с экспертными оценками, но и могут указывать на обстоятельства, недоступные нашей интуиции. Моделирование находит успешное практическое применение и далеко не так дорого и трудоемко, как это представляется многим. Естественно, что прогнозы с помощью моделей – не единственно верное средство принятия решений, но дополнительный источник информации, которым не следует пренебрегать, т.к. зачастую он оказывается наиболее надежным из имеющихся [3, 49].

Естественно, когда математическое моделирование основано на результатах экспериментов с модельными экосистемами, предполагается, что оно

становится достовернее [38, 55, 67, 71]. Так, А.Г.Дегерменджи предложил единую систему прогнозирования, основанную на математических моделях, экспериментах с микрокосмами и полевых наблюдениях. Модель была успешно применена на Красноярском, Кантатском и Кадатском водохранилищах и озере Шира [43].

Прежде всего, нужно четко определить, что понимается под термином "модель" в дальнейшем изложении. По сей день в экологической литературе этот термин применяется произвольно в самых различных значениях.

По мнению Е.А.Зилова [11], наиболее полным определением моделирования кажется следующее, взятое из работы В.В.Меншуткина [19]: "Под моделированием понимается метод опосредованного практического или теоретического оперирования объектом, при котором исследуется непосредственно не сам интересующий нас объект, а используется вспомогательная искусственная или естественная система (модель), находящаяся в определенном объективном соответствии с природным объектом, способная заменить его на определенных этапах познания и дающая при ее исследовании в конечном счете информацию о самом моделируемом объекте".

Уже исходя из определения модели понятно, что основная ее функция – замена объекта исследования – предполагает эксперимент, который необходимо провести с моделью из-за неосуществимости эксперимента с оригиналом. Если в обычном эксперименте экспериментатор непосредственно или с помощью специального оборудования воздействует на объект исследования и регистрирует его ответ на эти воздействия, то в случае модельного эксперимента все манипуляции прodelываются не с реальным объектом, а с его моделью, т.е. между субъектом и объектом познания встает еще один барьер.

Все прогностические модели можно назвать динамическими, т.к. они должны имитировать динамику объекта во времени. Чаще всего в экологии применяются следующие модели: матричные, "диффузные", балансовые динамические, модели, применяющие аппарат статистической физики, статистические, оптимизационные, специфические индивидуальные модели отдельных явлений и процессов.

Решение проблемы прогностического моделирования связано с формализацией любых эмпирических знаний о рассматриваемом объекте с помощью современных вычислительных технологий, каковыми являются имитационное, регрессионное моделирование, моделирование, основанное на нейронных сетях. Эти модели широко используются как инструменты теоретической экологии, но при наличии достаточной информации их можно применять и для прогнозирования качества вод. Созданы и успешно работают десятки моделей, пригодных как для теоретического анализа, так и для решения практических вопросов.

*Имитационное моделирование.* Этот тип моделирования представляет собой группу методов, позволяющих строить модели, описывающие процессы так, как они проходили бы в действительности, т.е. изучаемая экосистема заменяется имитатором и с ним проводятся эксперименты с целью получения информации об этой системе. Приведем примеры использования имитационных моделей для целей экологического прогнозирования.

Прогноз развития экосистемы Азовского моря, проведенный группой ученых Ростовского университета под руководством Ю.А.Жданова, обнаружил довольно высокую степень эффективности [33]. Используемая для прогноза имитационная модель, реализует процесс функционирования отдельных модулей, которые воздействуют на вектор состояния экосистемы.

Задача прогноза будущих состояний экосистемы состоит в том, чтобы, зная вектор состояния  $x(t_0)$ , вычислить компоненты этого вектора в момент  $t$  ( $t > t_0$ ), т.е. вычислить  $x(t)$ . Состояние экосистемы определяется содержанием основных химических элементов, биомассой ведущих популяций и т.д. Модель оперирует следующими модулями: 1) перераспределение солей, биогенных элементов и загрязняющих веществ по районам моря; 2) обмен в системе вода – грунт; 3) самоочищение; 4) стратификация; 5) разложение органического вещества; 6) питание и рост фитопланктона; 7) питание и рост зоопланктона; 8) дыхание бентоса и рыб; 9) питание и рост бентоса; 10) миграции; 11) нерест; 12) питание мальков; 13) питание планктофагов; 14) питание бентофагов; 15) питание хищников; 16) накопление органического вещества; 17) промысловое воздействие. Модель дает возможность осуществлять как краткосрочный (декадный, месячный, квартальный), так и долгосрочный (до 20 лет) прогнозы.

Разработаны модели, с помощью которых возможна оценка состояния реки на большом пространственном отрезке [79]. В качестве прогностических признаков используются щелочность, высота над уровнем моря, географическая долгота, размеры реки и состав субстрата. В перспективе возможно применение данных моделей для изучения нарушения речных экосистем.

Созданы модели для прогнозирования уровня воды, течения, температуры и солености воды [50, 61]. В рамках физико-статистической схемы был разработан комплекс прогностических моделей сезонного хода температуры поверхности океана в различных промысловых районах Северной Атлантики: областях Канарского и Бенгальского апвеллинга, в Баренцевом ("Кольский меридиан") и Норвежском морях [18]. Эти модели основаны на единых

способах построения и единых архивах гидрометеорологической информации. Дана оценка оправдываемости прогнозов температуры поверхности океана для разных промысловых районов.

По балансу азота и фосфора представляется возможным прогнозировать цветение воды азотфиксирующими бактериями. При избытке фосфора и дефиците азота (низком отношении азота к фосфору) в озерах наблюдается цветение воды азотфиксирующими цианобактериями. Играть роль и другие факторы: низкая скорость ветра, высокая температура. Однако основным прогностическим показателем остается недостаток азота при избытке фосфора [48].

Отметим модель для прогнозирования изменения во времени концентрации растворенного кислорода в мелководных эстуариях с обширной литоральной зоной [45]. В данной модели учитывается вертикальный транспорт и эффект приливных отмелей, процессы адвекции, дисперсии и т.д. Модель была успешно применена для мелководного эстуария Урдаибаи (Северная Испания).

Для прогнозирования биологической продуктивности водоемов при изменяющихся внешних условиях может быть использована масс-балансовая модель, имитирующая потоки энергии между ключевыми группами организмов [7, 8]. Модель предназначена для прогнозирования биомассы и годовой продукции фитопланктона, макрофитов, эпифитов и фитобентоса (первичных продуцентов), бактериопланктона и бактериобентоса (редуцентов), "мирного" и хищного зоопланктона; зообентоса, планктоядных, бентосоядных и хищных рыб (консументов).

Часто прогностические модели строятся в зависимости от значений не только концентраций химических веществ, но и факторов нехимической

природы (гидрологических, климатических). Так, зависимости между содержанием в воде разных веществ и расходом воды в реке были использованы для прогнозирования качества воды в реках при заданном расходе воды [64].

Для прогнозирования характера и роста цианобактерий в ответ на изменение климата в водохранилище Фармур (Великобритания) создана модель CLAMM, построенная на основе модели климатических изменений HADCM2. Созданная модель предсказывает характер роста цианобактерий на ближайшие 90 лет [51].

Эстонскими учеными разработана модель водной экосистемы, общая схема химико-биологического блока которой была заимствована из модели FINNECO, являющейся, в свою очередь, усовершенствованной версией модели ERAECO [14]. ERAECO и FINNECO – детерминистские одномерные модели водной экосистемы, предназначенные для описания вертикальной структуры водоема и основывающиеся на решении уравнений вертикальной турбулентной диффузии. По сравнению с ERAECO, авторы FINNECO сделали ряд изменений, в частности, отказались от описания рыб и зообентоса, поскольку их влияние на качество воды невелико, а расчет их динамики (особенно это касается рыб) требует очень больших усилий в сборе исходных данных. Зато в модель FINNECO включен расчет концентрации лигносульфоната натрия, который служит индикатором поступления в водоем сточных вод от целлюлозно-бумажного производства; предусмотрена возможность расчета до десяти видов водорослей (в ERAECO рассчитывалось всего 2 вида); включено моделирование ледяного покрова, что весьма существенно в климатических условиях Финляндии; модифицирован расчет влияния ветрового перемешивания; введены некоторые изменения в моде-

лирование круговорота биогенных веществ – добавлен процесс денитрификации, уточнен расчет влияния температуры.

В обзоре Е.А.Зилова [11] можно найти классификацию наиболее известных имитационных моделей по степени их сложности и прогностической эффективности:

Простые статические расчетные модели на основе алгебраических уравнений или графиков. Можно привести целый ряд примеров успешного применения таких моделей. Таковы численная модель стратификации [53], успешно используемая в Австралии, модель распределения растворенного кислорода и фосфора в стратифицированном озере [41], вполне приложимая к разным озерам США, модели предсказания времени пребывания фосфора в стратифицированном водохранилище [76] и азота в мелководном водохранилище [52]. Авторы последних двух моделей настаивают на их приложимости ко всем схожим водоемам Северного полушария.

Комплексные динамические модели, обеспечивающие анализ временных аспектов изменения качества воды. Можно отметить, что интенсивно применялись простые модели LAKE [54] для имитации изменения концентрации биогенных элементов в мелководных скандинавских озерах. Интересен результат, полученный двумя исследователями с помощью модели SALMOSED, которые проанализировали восемь моделей динамики фосфора в течение 7 лет и установили, что ошибка прогноза тем больше, чем меньше учитывается обмен с осадками [40, 73].

Географические информационные системы (ГИС), обеспечивающие программное обеспечение для проблем, требующих пространственного решения. В этой группе наиболее известны две большие модели. Первая из них приложима к разным территориям, для которых есть картированные

данные и базы данных [44]. Вторая по своим возможностям приближается к экспертным системам [62].

Хорошую иллюстрацию того факта, что "чем проще модель, тем шире она может быть применена" [55], дает то, что модель, разработанная С.Э.Йоргенсеном еще в 1992 г, (упомянутая выше модель LAKE), была успешно применена к 20 водоемам от внутригородских озер Копенгагена до оз. Балатон и Виктория, предсказывая динамику экосистем с достаточной точностью.

К настоящему времени, исходя из анализа сводки [58], включающей более 450 моделей, проблемы озер по степени успешности их моделирования (учитывая количество моделей, прошедших верификацию, калибровку и оценку) можно выстроить (в порядке убывания) следующим образом: Эвтрофирование и Гидродинамика > Закисление и Кислородный баланс > Загрязнение тяжелыми металлами, Загрязнение пестицидами и Заболачивание > Бактериологическое загрязнение > Динамика ихтиофауны.

*Регрессионное моделирование* представляет собой группу методов многомерного анализа данных, позволяющих оценить влияние нескольких независимых признаков (предикторов) на зависимый признак. Регрессионный анализ позволяет прогнозировать отклик (значение целевой функции качества вод) в некоторой точке пространства параметров.

Например, с помощью простых двухпараметрических регрессионных уравнений дается прогноз биомасс и продукции отдельных трофических звеньев (бактериопланктона, фитопланктона, зоопланктона и зообентоса) в зависимости от прозрачности, концентрации хлорофилла, общего фосфора, взвешенных веществ, БПК и др. [20]. Как считает автор, несмотря на определенную механистичность подходов и приближенность расчетных оценок,

соответствие расчетных данных фактической картине по ряду озер и водохранилищ бывшего СССР, России и зарубежным водоемам оказывается достаточно реальным, что свидетельствует о правильности заложенных предпосылок.

Для губы Монча озера Имандра, куда с водами рек поступают сточные воды г. Мончегорска и медно-никелевого комбината "Североникель", разработана регрессионная модель, описывающая изменения видового состава диатомового комплекса фитопланктона с ростом токсичности [9]. В качестве исходных данных использовали кремниевые панцири диатомей, сохранившиеся в донных отложениях и дающие представление о видовом составе в прошлом. Подобное палеолимнологическое исследование позволило выявить несколько сценариев изменения структуры сообщества с ростом токсической нагрузки при условии, что остальные параметры окружающей среды (например, концентрации биогенных элементов) не меняются. Без сомнения, подобный способ моделирования способен помочь при долгосрочном прогнозировании экологической ситуации.

При помощи модели, учитывающей тип седиментов, соленость, глубину, температуру воздуха, сделана попытка прогнозировать видовой состав, численность, видовое богатство, разнообразие и выравненность донных эстуарных сообществ Южной Бразилии [74]. Использован множественный дискриминантный анализ и множественная линейная регрессия. Первый способ дает лучшие результаты, чем второй. Лучшие результаты с использованием второго метода получены при оценке разнообразия и видового богатства.

Прогноз состояния морской среды по химическим показателям может быть осуществлен с помощью определенных регрессионных зависимостей

[1]. Анализ материалов по содержанию кислорода в Азовском море, полученных более чем за сорокалетний период, и основных факторов, определяющих развитие гипоксии (вертикальная устойчивость вод, БПК<sub>1</sub> в донных отложениях) и ее последствий (состояние донных биоценозов, наличие сероводорода), позволили установить ряд последовательных корреляционных связей между площадью распространения гипоксии и перечисленными выше параметрами. Результаты расчетов с помощью полученных статистических моделей можно рассматривать как оценку максимальной площади гипоксии. При этом отмечается хорошее совпадение наблюдаемых и расчетных данных.

Несмотря на достигнутые успехи в математическом моделировании, при их использовании возникает множество проблем [11].

При моделировании естественных природных систем приходится сталкиваться с высокой степенью естественной изменчивости сообществ, неадекватностью реакций популяций изменениям среды и неспецифичностью действия антропогенных факторов [15]. Поэтому еще на этапе калибровки модели возникают трудности, связанные с тем, что:

1. Большая часть параметров в экологии количественно не определена, хотя уже имеется сводка, содержащая множество измеренных величин [57].

2. Все экологические модели представляют собой упрощение природы. Обычно в модели включаются наиболее важные компоненты и процессы, тогда как второстепенные могут быть учтены при калибровке.

3. Как правило, при моделировании мы имеем дело с агрегированными компонентами, параметры которых являются усредненными величинами для группы видов, трофического уровня и т.п.

4. Экосистемы крайне лабильны и величины параметров могут меняться в зависимости от условий.

В общих чертах, можно выделить закономерности, затрудняющие прогноз поведения экосистем:

- существуют факторы, которые, как правило, не влияют на состояние экосистемы, но в отдельных, исключительных, случаях, оказываются значимыми;
- для каждой фазы динамики определяющими являются свои собственные факторы;
- характер и уровень связей для различных фаз существенно различаются [5];
- закономерность, выявленная в прошлом, далеко не всегда будет проявляться и в будущем [16].

Яркий пример того, насколько осторожно следует относиться к результатам имитационного моделирования, приводит В.Д.Федоров [33]. Он обсуждает практику экологического прогнозирования равнинных водохранилищ СССР, созданных в период интенсивного гидростроительства в 1930-1950-х гг., по материалам работы [21]. Указывается, что прогнозировали изменение состава водных биоценозов, уровень продуктивности (биомассы) основных пространственных и трофических группировок гидробионтов, а также сроки формирования сообществ. Ожидаемая рыбная продукция составляла конечную цель прогноза. Как и следовало ожидать, формирование флоры и фауны нового водоема происходило из фондов видового состава затопленных водоемов, русел рек и их притоков. Однако расселение конкретных видов оказалось по существу процессом непредсказуемым. Так, например, неожиданным оказался процесс интенсивного саморасселения элементов южной фауны

ны (Каспийского комплекса) на север вверх по системе водохранилищ Волги и Камы. Значительное число новых видов Каспийского комплекса (группа планктонных ракообразных, дрейссена, каспийская тюлька) расширило ареал в этом направлении. В прогнозе не предусматривался также большой масштаб встречного потока с севера на юг (снеток и белозерская ряпушка). Весьма существенными были ошибки и в оценке продуктивности. При этом оценки продуктивности фитопланктона оказались в среднем оказались заниженными, а оценки продуктивности зообентоса и промысловых рыб (по величине уловов) – завышенными. Так, не предусматривалось катастрофических цветений воды цианобактериями, которые наблюдаются практически во всех южных водохранилищах с первых лет их существования. Биомасса зообентоса оказалась в десятки раз ниже, чем предусматривалось прогнозами. Максимальные уловы рыбы были меньше прогнозируемых: по Ивановскому и Рыбинскому водохранилищам – почти в 2 раза, Камскому – в 4 раза, Куйбышевскому – в 5 раз, Волгоградскому – в 6 раз, Горьковскому – в 7 раз, Воткинскому – почти в 8 раз. Наконец, предсказанные скорости формирования сообществ и экосистем оказались в целом ниже, чем были в действительности. Так, основной состав фитопланктона успевает сформироваться уже на 2-й год существования водохранилища, зоопланктона – на 2-3-й годы, зообентоса – на 3-4-й годы, тогда как по прогнозам этот процесс должен был растянуться на 7-10 лет.

Увеличение эффективности и результативности экологического прогноза может быть достигнуто путем преодоления следующих основных недостатков, свойственных перечисленным выше методам:

1. Значительные упрощения при попытке описать реальный объект специфическими математическими методами.

2. Недостаток информации. Для построения моделей и их идентификации требуются значительные объемы натуральных экспериментов, зачастую охватывающих большие пространства и длительных во времени. Для преодоления данной проблемы создаются информационные ресурсы, содержащие разнообразные сведения о тех или иных природных экосистемах. В частности, информационно-аналитическая система "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>) объединяет данные биологического и физико-химического мониторинга пресноводных объектов на территории бывшего СССР. Эти данные были использованы, в частности, для прогноза экологического состояния водных объектов бассейна Дона.

3. Отсутствие единых критериев выбора размерности и шага численного моделирования [31, 37].

Возможен иной подход к экологическому прогнозу, не содержащий элементов моделирования. В этом случае экосистема рассматривается как совокупность существующих экспериментальных (биологических, физических, гидрологических, химических и т.п.) данных о ней, а никакие дополнительные модельные предпосылки о механизмах взаимодействия и функционирования компонентов этой системы не принимаются в расчет. Предлагается анализировать предысторию изучаемого природного объекта, содержащуюся в указанных данных, и извлекать из нее сведения о сопряженности тех или иных значений факторов окружающей среды с некоторыми биологическими показателями экологического состояния. Тогда прогнозом можно считать сравнение значений факторов из предлагаемого проектного сценария с некоторыми допустимыми значениями тех же факторов (допустимыми в том смысле, что выход за их пределы

приводит к неблагоприятному экологическому состоянию водного объекта). Указанные граничные значения факторов названы экологически допустимыми уровнями (ЭДУ), найденными в результате совместного анализа биологических и физико-химических данных из предыстории изучаемого природного объекта. В результате сравнения значений факторов из сценария с их ЭДУ эти значения попадают в тот или иной класс оценки экологического состояния природного объекта. Прогнозируемая оценка для всего природного объекта есть наихудшая из оценок, полученных для отдельных факторов. Таким образом, вся концептуальная и техническая нагрузка применения метода прогнозирования по сценариям воздействий ложится на этапы: формирования базы данных экологического мониторинга, оценки состояния экосистем и расчета значений ЭДУ. При этом обычно создание базы данных, получение оценок состояния и расчеты ЭДУ проводят не специально для целей прогноза, а независимо от них, как самостоятельные этапы анализа данных мониторинга. Поэтому, если границы ЭДУ известны и сценарии нарушающих воздействий заданы, то сам метод прогноза становится элементарной и легко алгоритмизируемой процедурой. Другими словами, если найдена граница между благополучными и неблагоприятными состояниями природного объекта, то впоследствии она рутинно может быть использована для получения прогнозов по различным вариантам сценариев.

Вышеописанный алгоритм был использован для экологического прогноза состояния водных объектов Нижнего Дона [6]. Сначала были рассчитаны ЭДУ факторов, значимых для экологического неблагополучия планктона, перифитона и зообентоса в 1978-1990 гг. (содержание растворенного кислорода, концентрации нитратного азота, цинка, гексахлорциклогексана, ДДЭ). Затем сравнивали значения вычисленных ЭДУ и сценариев этих факторов в 1991 г. по всем наблюдениям. Путем сопоставления предсказанных

по значениям сценариев оценок состояния биоты с реальными оценками 1991 г. делали вывод об эффективности прогноза, которая может быть выражена критериями точности и полноты. Точность равна доле неблагоприятных биологических наблюдений 1991 г. среди всех наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы для одного из факторов, а полнота есть доля биологических наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы для одной переменной, среди всех неблагоприятных наблюдений 1991 г. Высокие значения точности (100% для планктона и перифитона и 89% для зообентоса) свидетельствуют о достоверности прогноза. Невысокая полнота для планктона и перифитона (43%), вероятно, связана с отсутствием в 1991 г. данных по водности и температуре, которые были в числе значимых переменных.

Авторы выражают благодарность А.В.Леонову и О.А.Якимчук за помощь в подготовке материалов для составления обзора.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (гранты 07-04-00045а, 09-07-00204а).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова З.В., Баскакова Т.Е.* // Тез. докл. 9 Всерос. конф. по проблемам рыбопромыслового прогнозирования. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2004. С. 197-199.
2. *Бейм А.М., Павлов Б.К., Брусиловский П.М.* Приемы прогнозирования экологических систем. Новосибирск: Наука, 1985. 126 с.
3. *Бисвас А.К.* // Системный подход к управлению водными ресурсами. М.: Наука, 1985. С. 12-24.

4. *Большаков В.Н.* // Новое в жизни, науке, технике. Сер. «Биология». М.: Знание, 1983. №5. 64 с.
5. *Брусилковский П.М.* Коллективы предикторов в экологическом прогнозировании. Саратов: Изд-во ун-та, 1987. 104 с.
6. *Булгаков Н. Г., Левич А. П., Максимов В. Н.* // Известия РАН. Сер. биол. 1997. № 3. С. 374-379.
7. *Бульон В.В.* // Актуальные проблемы водохранилищ: Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 40-41.
8. *Бульон В.В.* // Тез. докл. 9 съезда Гидробиологического общества РАН. Тольятти, Самара, 2006. С. 32.
9. *Долгонос Б.М., Моисеенко Т.И.* // Вод. ресурсы. 2007. Т. 34. № 3. С. 324-336.
10. *Евдокимов Е.В.* Проблемы регулярного поведения и детерминированного хаоса в основных моделях популяционной динамики (Теория и эксперимент). Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Красноярск, 1999. 40 с.
11. *Зилов Е.А.* Экологическое моделирование в оценке функционирования экосистем в условиях антропогенной нагрузки (на примере озера Байкал). Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Москва, 2004. 311 с.
12. *Зотин А.И., Зотин А.А.* Направление, скорость и механизмы прогрессивной эволюции: Термодинамические и экспериментальные основы. М.: Наука, 1999. 320 с.
13. *Инсаров Г.Э.* // Количественные аспекты роста организмов. М.: Наука, 1975. С. 114-121.

14. *Киннунен К.* Математическая модель водной экосистемы. Таллин. Академия Наук Эстонской ССР: Валгус, 1989. 79 с.
15. *Кожова О.М.* // Прогнозирование экологических процессов. Новосибирск: Наука, 1986. С. 27-34.
16. *Кожова О.М., Павлов Б.К.* // Изменчивость природных явлений во времени. Новосибирск: Наука, 1982. С. 141-152.
17. *Левич А.П.* Структура экологических сообществ. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 181 с.
18. *Малинин В.Н., Гордеева С.М.* // Тез. докл. 9 Всероссийской конференции по проблемам рыбопромыслового прогнозирования. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2004. С. 251-253.
19. *Менишуткин В.В.* Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных. Л.: Наука, 1971. 196 с.
20. *Мусатов А.П.* Оценка параметров экосистем внутренних водоемов. М.: Научный мир, 2001. 192 с.
21. *Николаев И.И.* // Вод. ресурсы. 1980. № 5. С. 100.
22. *Основы прогнозирования качества поверхностных вод.* Под ред. Фальковской Л.Н. М.: Наука, 1982. 183 с.
23. *Паников Н.С.* Кинетика роста микроорганизмов. Общие закономерности и экологические приложения. М.: Наука, 1991. 309 с.
24. *Печуркин Н.С.* Энергетические аспекты развития надорганизменных систем. Новосибирск: Наука, 1982. 112 с.
25. *Приц А.К.* Принцип стационарных состояний открытых систем и динамика популяций. Калининград: Изд-во Калинингр. гос. ун-та, 1974. 123 с.
26. *Розен Р.* Принцип оптимальности в биологии. М.: Мир, 1969. 215 с.

27. *Розенберг Г.С.* // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1983. Вып.8. С.86-108.
28. *Рященко Т.Г., Мамонтова Л.М., Панова Г.П.* Геоэкологические и экологические прогнозы. Новосибирск: Наука, 1984. 217 с.
29. *Свирижев Ю.М.* // Журнал общей биологии. 1991. Т. 52. № 6. С. 840-853.
30. *Свирижев Ю.М., Логофет Д.О.* Устойчивость биологических сообществ. М.: Наука, 1978. 352 с.
31. *Сергиенко Л.И.* // Аграрная наука. 1997. № 5. С. 20-22.
32. *Терехин А.Т.* Оптимизационное моделирование эволюции жизненного цикла. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Москва, 2001. 53 с.
33. *Федоров В.Д.* // Биол. науки. 1982. № 7. С. 5-20.
34. *Фурсова П.В., Левич А.П.* // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. М.: ВИНТИ, 2002. 98 с.
35. *Фурсова П.В., Левич А.П., Алексеев В.Л.* // Успехи современной биологии. 2003. Т. 123. № 2. С. 115-137.
36. *Ханин М.А.* // Математическая биология развития. М.: Наука, 1982. С. 177-187.
37. *Хомяков П.М.* Геоэкологическое моделирование для целей управления природопользованием в условиях изменений природной среды и климата. М.: Эдиториал УРСС, 2002. 400с.
38. *Bartell M.S., Gardner R.H., O'Neill R.V.* Ecological risk estimation. Boca Raton – Ann Arbor – London – Tokyo: Lewis Publishers, 1992. 252 pp.
39. *Beyers R.J., Odum H.T.* Ecological Microcosms. NY: Springer-Verlag, 1993. 557 pp.

40. *Canale R.P., Seo D.I.* // Water Resources. 1996. V. 30. P. 95-102.
41. *Chapra S.C., Canale R.P.* // Water Resources. 1991. V. 25. P. 707-715.
42. *Chaudhuri K.* A bioeconomic model of harvesting a multispecies fishery  
// Ecological Modelling. 1986. V. 32. Pp. 267-279.
43. *Degermendzhy A.G.* // Abstracts of ANSWER'97. 1997. P. 28.
44. *Fedra K.* // Informatik fuer den Umweltschutz. Wien: Springer, 1990. P. 735-744.
45. *Garcia A., Revilla J.A., Medina R. Alvarez C., Juanes J. A.* // Hidrobiologia. 2002. V. 475. P. 205-211.
46. *Gleick P.H.* // Ecological Applications. 1998. V. 8. P. 571-579.
47. *Goel N.S., Doggenweiler C.F. and Thompson R.L.* // Bull. Math. Biol. 1986. V. 48. № 2. P. 167-187.
48. *Gophen M.* // Verh. Int. Ver. theor. und angew. Limnol. 2001. V. 27. № 3. P. 1239-1242.
49. *Gross L.J.* // Biomathematics. 1986. V. 17. P. 3-15.
50. *Hakanson L., Parparov A., Hambright K.D.* // Ecol. Modell. 2000. V. 128. № 2-3. P. 101-125.
51. *Howard A., Easthope M.P.* // Sci. Total Environ. 2002. V. 282-283. P. 459-469.
52. *Howarth R.W., Billen G., Swaney D.* // Biogeochemistry. 1996. V. 20. P. 1-65.
53. *Imberger J., Patterson J.C.* // Advances in Applied Mechanics. 1990. V. 27. P. 303-475.
54. *Jorgensen S.E.* // Vie Milieu. 1994. V. 44. P. 11-20.
55. *Jorgensen S.E.* // Korean Journal of Limnology. 1997. V. 30. P. 481-495.

56. *Jørgensen S.E., Mejer H.* // Proceedings of the Work Conf. on Envir. Syst. Anal. and Manag. Rome. 1982, P. 485-493.
57. *Jorgensen S.E., Nielsen S.N., Jorgensen L.A.* Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Amsterdam: Elsevier, 1991. 1263 p.
58. *Jorgensen S.E., Halling-Soerensen B., Nielsen S.N. (Eds.)* Handbook of ecological and environmental modeling. Baton Rouge: Lewis Publishers, 1995. 1150 p.
59. *Jørgensen S.E., Nielsen S.N., Mejer H.* // Ecological modelling. 1995. V. 77. P. 99-109.
60. *Kira T.* // Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 1993. V. 52. P. 1-7.
61. *Kowalewska-Kalkowska H., Kowalewski M.* // Hydrobiologia. 2006. V. 554. № 1. P. 47-55.
62. *Lam D.C.L., Mayfield C.I., Swayne D.A., Hopkins K.* // Journal of Biological System. 1994. V. 2. P. 499-517.
63. *Lurie D., Valls J., Wagensberg J.* // Bull. Math. Biol. 1983. V. 45. P. 869-872.
64. *Malan H., Bath A., Day J., Joubert A.* // Water SA. 2003. V. 29. № 3. P. 305-311.
65. *Margalef R.* Perspectives in ecological theory. Chicago: Chicago University Press, 1968. 122 p.
66. *Margalef R.* // Oekologie und Lebensschutz in internationaler Sicht. Freiburg: Rombach, 1973. P. 307-353.
67. *Mauersberger P.* // Mathematical Modelling of Water Quality. Chichester: Wiley, 1983. P. 42-115.
68. *Mauersberger P.* // Sci. Total Environ. 1996. V. 183. P. 99-106.

69. *Patten B.C.* // Ecosystem Theory for Biological Oceanography. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 1986. V. 213. P. 119-138.
70. *Pérez-España H., Arreguin-Sánchez F.* // Ecological Modelling. 1999. V. 119. P. 79-85.
71. *Sanders W.M.* // Aquatic Toxicology. Philadelphia, 1979. P. 271-283.
72. *Schneider E.D., Kay J.J.* // Math. Comput. Model. 1994. V. 19. P. 25-48.
73. *Seo D.I., Canale R.P.* // Water Resources. 1996. V. 30. P. 83-94.
74. *Souto R., Filho J., Bemvenuti C., Elliot M.* // Bras. Arch. Biol. and Technol. 2004. V. 47. № 4. P. 13-627.
75. *Straškraba M., Tundisi J.G.* Reservoir water quality management. Shiga: ILEC & UNEP, 1999. 229 p.
76. *Straškraba M., Dostalkova I., Hejzlar J., Vyhnalek V.* // Internationale Revue gesammte Hydrobiologie. 1995. V. 80. P. 403-413.
77. *Schuster S., Heinrich R.* // J. Math. Biol. 1991. V. 29. P. 425-442.
78. *Teriokhin A.T.* // Evolutionary Ecology. 1998. V. 12. P. 291-307.
79. *Turak E., Flack L., Norris R., Simpson J.* // Freshwater Biol. 1999. V. 41. № 2. P. 283-298.
80. *Ulanowicz R.E., Hannon B.M.* // Proc. R. Soc. Lond. 1987. V. 232. P. 181-192.
81. *Washida T.* // Ecological Modelling. 1995. V. 78. P. 173-193.
82. *Webb J.N.* // Ecological Modelling. 1995. V. 80. P. 35-40.
83. *Whittaker R.H., Woodwell G.M.* // Ecosystem Structure and Function. Corvallis: Oregon State University Press, 1971. P. 137-159.
84. *Wilhelm T., Brüggemann R.* // Ecological Modelling. 2000. V. 132. P. 231-246.

85. *Wilhelm T., Hoffmann-Klipp E., Heinrich R.* // Bull. Math. Biol. 1994. V. 56. № 1. P. 65-106.
86. *Zeide B.* // Ecological Modelling. 1991. V. 55. № 3-4. P. 161-174.

## Реферат

Проведен литературный обзор методов экологического прогноза. Составлена классификация прогнозов: по степени однородности рассматриваемой экосистемы (точечный или распределенный), по времени упреждения (краткосрочный, среднесрочный и долгосрочный), по уровню детализации. Различают качественный и количественный прогноз. В свою очередь, в качественном прогнозе можно выделить морфологический анализ, метод экспертных оценок, метод аналогий. Количественные методы экологического прогнозирования можно отождествить с моделированием, направленным на количественное предсказание (расчет) индикаторных биологических показателей, как правило, численностей видов или других групп организмов. Для этого используют имитационные и регрессионные модели.

The literary overview of methods of ecological prediction is carried out. The classification of predictions is made up: by degree of homogeneity of describing ecosystem (point or distributed), by time of forecast (short-term, intermediate-term and long-term), by level of detailing. Qualitative and quantitative forecast are distinguished. In turn, in the qualitative forecast it is possible to mark out morphological analysis, method of expert estimations, analog method. The quantitative methods of ecological prognostication can be identified with the simulation, directed toward the quantitative prediction (calculation) of the indicator biological indices, as a rule, of the numbers of forms or other groups of organisms. Imitation and regression models are used for this.