



МОСКОВСКИЙ ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ИНЖЕНЕРНО-ФИЗИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

О. Г. Скотникова

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СИСТЕМЫ
„АЭС — ВОДОЕМ-ОХЛАДИТЕЛЬ“**



**ВСЕСОЮЗНАЯ
ШКОЛА ПО
ТЕОРЕТИЧЕСКОЙ
ЯДЕРНОЙ ФИЗИКЕ
ИМ. В. М. ГАЛИЦКОГО**

МОСКВА 1990

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР ПО НАРОДНОМУ ОБРАЗОВАНИЮ
МОСКОВСКИЙ ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ИНЖЕНЕРНО-ФИЗИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

О. Г. Скотникова

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СИСТЕМЫ
"АЭС - ВОДОЕМ-ОХЛАДИТЕЛЬ"

Текст лекции

Утверждено
редсоветом института

Москва 1990

Скотникова О.Г. Экологический мониторинг системы "АЭС - водоем-охладитель": Текст лекции. М.: МИФИ, 1990. - 32 с.

Изложены современные подходы к экологическому нормированию антропогенных факторов. Основное внимание уделено системе АЭС - водоем-охладитель как наиболее уязвимому звену природной среды в регионе АЭС.

Рассматриваются вопросы экологического нормирования радионуклидного загрязнения водной среды. Подчеркивается необходимость учета всех факторов воздействия, характерных для данного региона, и актуальность разработки методологии оценки ответной реакции экосистемы на сочетанное воздействие.

© Московский
инженерно-физический
институт, 1990.

Редактор Е.Г. Станкевич
Техн.редактор Ф.А. Пономарева
Корректор А.В. Козырев

Л.-45372 Подписано в печать 10.05.90 Формат 60x84 1/16
Печ.л. 2,0 Уч.-изд.л. 2,0 Тираж 200 Изд.№ 072-1
Заказ 964 Цена 15 коп.

Московский инженерно-физический институт. Типография МИФИ.
115409, Москва, Каширское шоссе, 31

СОДЕРЖАНИЕ

I. Экологическое нормирование в проблеме охраны водных ресурсов	4
I.1. Общие аспекты	4
I.2. Методы биотестирования и биоиндикации в охране водной среды.	8
I.3. Количественные оценки состояния водной среды	10
2. Система "АЭС - водоем-охладитель"	14
2.1. Экологическое нормирование радионуклидного загрязнения водной среды	14
2.2. Определение радиэкологической емкости водоема - охладителя АЭС	19
2.3. Тепловое загрязнение и другие факторы воздействия АЭС на водоем-охладитель.	25
Список использованной литературы	29

1. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ В ПРОБЛЕМЕ ОХРАНЫ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

1.1. Общие аспекты

В настоящее время становится очевидным, что в рамках существующих подходов к охране природной среды, реализованных в виде системы контроля концентраций нормируемых компонентов загрязнений и их сопоставления с предельно допустимыми значениями, невозможно обеспечить благополучное состояние природной среды, а следовательно, и здоровья ныне живущих и будущих поколений людей. Этот вывод подтверждается повсеместно наблюдаемым, несмотря на "контролируемые" выбросы, ухудшением экологической обстановки, коррелирующим с различного рода заболеваниями людей как специфической природы, связанной с конкретным видом загрязнения, так и неспецифической, связанной в частности с нарушением иммунного статуса. Не вдаваясь в анализ разнообразных причин сложившейся экологической ситуации на многих природных объектах, обсудим лишь некоторые общие аспекты, имеющие принципиальное значение в связи с рассмотрением системы "АЭС - водоем-охладитель".

Количество разнообразных видов загрязнений природной среды, распространяющихся в природе в глобальном масштабе, неуклонно возрастает, достигая миллиона наименований [1], а нормировано только около 1000 вредных веществ для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения и около 700 - для рыбохозяйственных целей. Отметим, что в соответствии с целым рядом определений, в том числе и согласно рекомендации ВОЗ, загрязняющим следует считать любое вещество, несвойственное данному водоему в количественном и качественном отношении, меняющее его фоновое состояние. При этом осуществление повсеместного контроля за всем комплексом загрязнителей практически неосуществимо из-за отсутствия достаточных средств, аналитических методик и инструментов (методами анализа на уровне предельно допустимой концентрации (ПДК) обеспечено лишь 10 % от общего количества нормированных веществ). Даже если допустить теоретическую возможность осуществления такого контроля за выбросами всех предприятий, он окажется неэффективным в плане охраны природной среды. Известно, что большинство сточных вод промышленных пред-

приятий имеют сложный и переменный состав, хотя в целом этот вид стоков относится к наиболее контролируемой категории. В последние десятилетия особенно усилился сток загрязнителей с территории водообора в связи с ростом использования удобрений, химических средств борьбы с вредителями, строительством ирригационных сооружений. Необходимо учесть также большой объем коммунальных стоков, значительная часть которых не контролируется.

Все перечисленные выше факторы действуют в разной степени и в разных сочетаниях в зависимости от характера водного объекта и места его расположения. В целом же на промышленные, сельскохозяйственные и бытовые нужды в мире потребляется сейчас около 3000 км^3 пресной воды в год, из них около 1700 км^3 безвозвратно теряется, а 1300 км^3 отработанных сточных и дренажных вод сбрасывается в реки, озера и море [2]. Уже сейчас на разбавление сточных вод (для доведения их до "безопасной" концентрации) приходится тратить до 40 % всего речного стока мира, а к 2000 г. для этих целей, если не изменить технологию водопользования и концепцию разбавления сбросов чистыми средами, потребуются все 100 % речного стока. И хотя природный гидрологический цикл делает глобальные запасы воды практически неисчерпаемыми; локальные запасы вследствие накопления загрязнителей и подавления природных возможностей гидробиоценозов к самоочищению могут быть довольно быстро исчерпаны. Тем более, что для непосредственного использования доступна лишь очень небольшая часть общего запаса пресной воды на Земле (менее 1 %) [3]. В результате неэкономного и неэффективного использования воды наиболее серьезные проблемы в мире связаны с ухудшением качества пресных вод. Пресноводные водоемы в настоящее время считаются наиболее уязвимыми звеньями планетарного гидрологического цикла. Проблема усугубляется тем, что запасы пресной воды распределены неравномерно и не пропорциональны плотности населения и уровню промышленного и сельскохозяйственного производства регионов. Так, в районах СССР, где проживает 80 % населения, производится 80 % продукции и имеется 90 % всех пахотных земель, водные ресурсы составляют лишь 24 % от их общесовязных запасов [3]. Антропогенная нагрузка на пресноводные системы в этих регионах многократно усиливается как по количеству сбрасываемых веществ, так и по их разнообразию.

Попадая в окружающую среду, многие вещества изменяют свою первоначальную химическую форму, при этом меняются и эффекты взаимодействия с компонентами биоценозов как в аспекте переноса и трансформации этих веществ, так и в отношении биологического действия на гидробионтов.

Многие виды устойчивых загрязнений (например, тяжелые металлы, долгоживущие радионуклиды) в результате длительных процессов вторичной миграции могут перераспределяться в окружающей среде и накапливаться в повышенных концентрациях в отдельных компонентах экосистем, например, донные отложения, пойменные участки. Причем место локализации вторичного загрязнения может находиться на значительном расстоянии от места сброса и не контролироваться.

И наконец, известно, что оценка эффекта воздействия комплекса загрязняющих агентов на биологические системы разных уровней организации не может быть получена путем суммиции эффектов их индивидуального воздействия. Имеются многочисленные примеры усиления, потенцирования эффектов при одновременном действии двух и более агентов, т.е. синергизма их действия, и наоборот, снятия, ингибирования эффекта, вызванного одним агентом, действием другого агента, т.е. антагонизма [4]. Появление того или иного эффекта зависит от очень многих факторов: композиции загрязняющих веществ (или физических факторов), их концентрации (интенсивности), последовательности и длительности воздействия, вида организма и стадии его развития, для экосистем — их региональными и индивидуальными особенностями. А поскольку число возможных сочетаний и последовательность воздействия даже для уже существующих загрязнителей бесконечны и непредсказуемы, то дальнейшее феноменологическое исследование этих эффектов не представляет интереса. Целесообразно, по-видимому, прежде всего разобраться в механизме синергизма на клеточном и организменном уровнях. Понимание природы этого явления и классификация загрязнителей по механизмам биологического действия даст возможность выработать методологию прогноза возможных эффектов при сочетании различных классов загрязняющих веществ. Это, в свою очередь, позволит не только предотвратить возможные неблагоприятные ситуации при некоторых сочетаниях загрязняющих агентов путем более жесткого ограничения сброса того или иного вида загрязнения, но и управлять ситуацией путем введения агента-антагониста.

Последний аспект относится к интенсивно развиваемым в настоящее время методам биоманипуляций, т.е. управления состояния экологических систем.

Приведенные аргументы достаточно обосновывают заключение о том, что существующая система контроля не может обеспечить комплексной оценки современного состояния природной среды, прогноза ее возможного изменения и сохранения качества природной среды, пригодной для жизни. Эта система, по мнению многих специалистов [5 - 12], должна быть дополнена и преобразована в систему экологического нормирования введением экологических критериев, которая не исключает из рассмотрения вопрос о защите человека как элемента биосферы, но уходит с антропоцентристских позиций, преобладающих в последние десятилетия в отношениях человека с природой. Для становления системы экологического нормирования необходимо:

- 1) установить "норму" - эволюционно закрепленный диапазон изменчивости экологических систем, выход за пределы которого (патология) будет характеризовать нарушение гомеостаза (структуры, функций) экосистемы вследствие антропогенного воздействия;
- 2) разработать количественные критерии степени воздействия на экосистему;
- 3) классифицировать загрязнители по механизмам биологического действия;
- 4) разработать шкалу значимости различных классов загрязняющих веществ по степени вызываемого ими ущерба;
- 5) разработать систему интегральных показателей состояния экологических систем или минимального набора экологических параметров, слежение за которыми позволит эффективно оценивать состояние экосистем;
- 6) разработать методы биотестирования и биоиндикации для оценки отклика биологических систем на комплексное воздействие антропогенных факторов, их инструментализации, автоматизации и стандартизации.

По мнению многих авторов [5, 10, 13, 14], экологическое нормирование будет более жестким в одних случаях и более мягким в других по сравнению с санитарно-гигиеническим, т.е. более гибким, поскольку норма в этом случае будет индивидуализирована для каждого биоценоза в регионе расположения промышленного объекта, например, АЭС.

1.2. Методы биотестирования и биоиндикации в охране водной среды

В последние десятилетия во многих странах биотестирование природных и сточных вод заняло достойное место в системах экологического контроля водной среды. Биотестирование — экспериментальное определение токсичности сброса, основанное на регистрации реакций тест-объектов, призвано к решению целого ряда задач контроля загрязнений водной среды [1, 12, 15]:

- 1) выявления потенциальных источников высокого загрязнения вод;
- 2) проведения экологической экспертизы новых технологий и материалов;
- 3) контроля интегральной токсичности сточных вод;
- 4) определения уровней безопасного разбавления сточных вод и др.

В нашей стране несмотря на определенные успехи в научной разработке методов биотестирования их практическое применение сдерживается отсутствием нормативно-правовых основ (биотесты пока не включены в систему контроля качества вод), надлежащего оборудования и методических документов [1]. Первым нормативным документом межведомственного значения в СССР является проект стандарта "Воды. Общие требования к методам биотестирования". В нем сформулированы требования к отбору и подготовке проб, к тест-объектам и тест-реакциям, проведению биотестирования, методологии. В новой редакции "Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами" предусмотрено включение токсикологического показателя, полученного на основании биотестирования [1]. Ту же принципиальную основу, что и биотестирование, а именно регистрацию отклика биологических систем на загрязнение имеют методы биоиндикации. По определению, данному в работе [10], биоиндикация — это обнаружение и определение биологически значимых антропогенных нагрузок на основе реакций на них живых организмов и их сообществ. Но если при биотестировании задача решается с использованием реакций тест-объектов, культивируемых в лабораторных условиях, то методы биоиндикации дают информацию о состоянии природных экосистем в условиях антропогенных нагрузок. Живые индикаторы, как показано в работе [10], обладают

рядом преимуществ перед традиционными методами контроля загрязнений и физико-химических параметров водной среды:

1) могут давать в условиях хронического загрязнения отклик даже на относительно слабые нагрузки вследствие эффекта кумуляции дозы;

2) отражают действие всех биологически значимых антропогенных факторов в окружающей среде и характеризуют состояние окружающей среды в целом;

3) исключают необходимость регистрации химических и физических параметров среды;

4) указывают пути и места скопления в экосистемах различных загрязнителей; возможные пути попадания этих агентов в пищу человека;

5) позволяют судить о степени вредности любых синтезированных человеком веществ для живой природы и человека.

В настоящее время делаются попытки создания системы биологических индикаторов для экологического нормирования состояния наземной и водной среды. В последние годы постепенно стирается та условная грань, которая разделяла эти два подхода к анализу качества водной среды — биоиндикацию и биотестирование. В экологической сфере применения токсикологического контроля в качестве объекта биотестирования все чаще используются природные популяции, микрокосмы. И поскольку экстраполяция результатов лабораторного биотестирования на отклик сообществ гидробионтов затруднена, то как показано в работе [1], в настоящее время перед биотестированием для повышения надежности информации о состоянии водных экосистем в условиях токсикологической нагрузки ставится задача разработки приемов, позволяющих проследить отклик биоценозов непосредственно в водоеме, например, динамику продуцирования органического вещества; редокс — состояния водной среды и т.д. В этом плане большой интерес представляют работы, направленные на выявление кинетических показателей качества природных вод, отражающих интенсивность процессов самоочищения и биологическую полноценность водной среды [16]. Представленный авторами обобщенный показатель качества вод на основе измерения параметра ингибиторной способности природной воды в отношении иницированных свободных радикалов оказался более чувствительным к загрязнению, чем многие стандартные гидрохимические показатели, так

как БПК, ХПК, индексы сапробности и другие обобщенные показатели. Установлено, что гидробионты, главным образом микроводоросли и сопутствующие им бактерии, выделяют во внешнюю среду вещества, обладающие восстановительными свойствами. При добавлении в водную среду перекиси водорода метаболиты микроорганизмов взаимодействуют с ней с образованием активных промежуточных частиц. Доля распадающейся перекиси водорода зависит от состояния планктонного сообщества в водоеме и определяется потоком веществ восстановительной природы.

Другой большой класс интенсивно развиваемых методов биотестирования основан на регистрации скоростей продукционно-деструкционных процессов, в частности, с помощью флуоресцентных методов.

1.3. Количественные оценки состояния водной среды

Как указывалось в разделе 1.1, вопросы устойчивости экологических систем к антропогенным воздействиям, выбора критериев оценки состояния экосистем, нормы и патологии являются центральными в проблеме экологического нормирования. Понятие устойчивости относится к целостным описаниям системы и вытекает из популярной в последние десятилетия в экологии методологии органицизма, т.е. подхода, основанного на аналогии изучаемого объекта с целым организмом [17]. Этот подход оказался наиболее плодотворным в гидробиологии, поскольку водные экосистемы легко воспринимаются как цельные объекты с более четко обозначенными границами по сравнению с наземными экосистемами.

Специфика водной среды такова, что в ней гораздо легче оценивать многие интегральные биологические показатели. Поэтому в гидробиологии большое развитие получили исследования не структуры сообщества, а их функционирования, т.е. круговорота вещества и энергии — продукционно-энергетические аспекты [19,20].

По классификации В.Д.Федорова [18] макроскопические характеристики системы можно разделить на две категории: дескрипторы и маркеры. Д е с к р и п т о р ы, или интегральные характеристики, определяются через всю совокупность параметров микроскопического описания системы (база числовых данных при имитационном моделировании), в качестве примеров дескрипторов можно указать

приводимые в работе [21] системные характеристики фитопланктонного сообщества, выведенные на основании термодинамического подхода, а именно: надежность φ функционирования системы, вычисляемую как усредненный коэффициент корреляции между ее независимыми компонентами, сложность системы, связывающую число компонентов системы n и число связей N в системе.

$$\sigma = \frac{2N}{n^2}, \quad (1)$$

организацию R , определяемую как произведение надежности на сложность:

$$R = \varphi \sigma \quad (2)$$

и устойчивость v , рассчитываемую по формуле

$$v = \frac{1 - e^{-B} + R}{2}, \quad (3)$$

где B — средняя биомасса фитопланктона за сезон, г/м³.

Другим примером является предложенный в работе [22] индекс трофического состояния водоема, рассчитываемый на основании количественных характеристик — индикаторов цветения воды. К этой же категории интегральных характеристик относится показатель гомеостаза, предложенный в работах [18, 19] и определяемый как соотношение между степенями неизменности структурных и функциональных характеристик системы. Под гомеостазом системы понимается механизм регуляции системы, ее способность поддерживать в норме некоторые характеристики системы, возможно за счет непостоянства других. По степени гомеостаза можно судить о потенциальной устойчивости системы, о степени ее приспособленности к внешним воздействиям. При оценке гомеостаза все характеристики системы (например, солнечная радиация, температура, концентрация биогенов, биомассы отдельных трофических звеньев и т.д.) разделяются на отдельные группы логически соподчиненных характеристик. Те из них, которые связаны с осуществлением тех или иных функций, например, потока энергии в системе, выделяются в виде функциональных характеристик, входящих в первую группу. Вторая группа — структурные характеристики, включающие в себя показатели структуры трофической цепи, благодаря которым поддерживается поток вещества в системе. Основным смыслом гомеостатического подхода заключается в том, что при воздействии на систему для

сохранения устойчивости важны малые изменения именно функциональных характеристик в сравнении с изменениями структурных, которые могут быть пропорциональны внешним воздействиям. Очень важный вывод, вытекающий из этого подхода, формулируется следующим образом: значительные структурные перестройки экосистемы не указывают на ее неустойчивость, неприспособленность, если сопровождается стабильностью ее функций. Для расчёта гомеостаза G предложены формулы:

$$G = \frac{\bar{S}_{\text{стр}}}{\bar{S}_{\text{функ}}} ;$$

$$S = \frac{1}{\pi} \sum_{i=1}^{\pi} S_i ;$$

$$S_i = \frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n |k_i| - |k_j| \right|}{\sum_{j=1}^n |k_j|} , \quad (4)$$

где π — количество характеристик, признанных соответственно структурными или функциональными; n — число измерений отдельных характеристик; k_j — значения этих характеристик в момент измерения j .

М а р к е р ы представляют собой индикаторную характеристику, которая выбрана из полного набора характеристик как наиболее существенная по отношению к определенной цели, например, величина рыбной продукции в рыбоводных прудах или видовое разнообразие в экосистеме, подверженной антропогенному воздействию. Приведенные примеры не исчерпывают всего многообразия предложенных подходов к макроскопическому описанию систем (методы функций желательности, количественных оценок видовой структуры с помощью ранговых и частотных распределений, параметрических индексов разнообразия и др.), которые подробно изложены в обзоре [18]. В этой же работе в качестве иллюстрации к практике нормирования приведен пример использования разнообразных подходов к определению устойчивости фитопланктонного сообщества Белого моря.

В общем случае устойчивость определяется как отношение между величиной отклонения системы от нормы и величиной самого воздействия. Конкретный выбор характеристики системы, по кото-

рой можно судить об устойчивости, может зависеть от того, какие представления о норме состояния системы будут приняты за основу. Существует несколько подходов к определению нормальности функционирования исследуемой системы:

1) статистическая норма, в качестве меры нормальности использующая наиболее часто встречавшееся в предыдущий период состояние системы. Поскольку любой экосистеме свойствен большой диапазон естественной изменчивости под воздействием разнообразных природных факторов, то для выбора среднестатистического состояния необходимы длительные наблюдения;

2) эмпирическая норма, принимающая в качестве меры нормальности допустимое отклонение свойств рассматриваемой системы от однотипной, принимаемой за контрольную;

3) теоретическая норма, основанная на некоторых гипотетических представлениях о взаимодействии компонентов системы.

4) экспрессная норма — шкала авторитарных оценок состояния системы, например, биотические индексы Вудивисса, Пантле и Букка и др.;

5) целевая норма.

Некоторые из этих подходов к определению нормы применены в упоминавшейся выше работе [18] для экосистемы Белого моря:

1) статистическая норма как отношение встречаемости данного состояния к общему числу измерений в данный период наблюдений, рассчитываемое на основании анализа временных рядов наблюдений физических и биологических параметров экосистемы и 2) целевая норма — величина, на экстремизацию которой якобы направлена деятельность системы, в указанном конкретном примере в качестве такой величины рассматривалось произведение продуктивности на биомассу. Описанная методика позволяет не только оценить конкретное значение устойчивости, но и проследить динамику ее измерения, т.е. установить тенденции изменений состояния сообщества. Очевидно, что как в случае человеческого организма нельзя установить диагноз лишь путем измерения температуры, так и в экосистемах для установления диагноза недостаточно одной из интегральных характеристик и даже их набора. Эти данные могут указывать лишь на степень патологического состояния системы. Поэтому при всей плодотворности подобных подходов необходимы дальнейшие исследования для разработки методологии и повышения информативности. Важней-

шим инструментом таких исследований являются методы математического моделирования и управления природными экосистемами, интенсивно развиваемые у нас в стране и за рубежом и широко представленные в многочисленных публикациях [24 - 27].

В приведенных источниках рассматривается широкий круг вопросов, связанных с построением математических моделей и разработкой методов решения широкого круга задач оценки состояния и управления водными ресурсами применительно к условиям оз. Байкал и других водных экосистем Восточной Сибири, а также Азовского моря, Терско-Кумского региона. Большое внимание уделено проблемам устойчивости экосистем, нормы и патологии и критериям оценки состояния экосистем.

2. СИСТЕМА "АЭС - ВОДОЕМ-ОХЛАДИТЕЛЬ"

2.1. Экологическое нормирование радионуклидного загрязнения водной среды

В основу современных концепций нормирования предельных сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду положен принцип оценки воздействия ионизирующих излучений на человека как наиболее чувствительное звено биосферы. При этом считается, что радиационная защита человека обеспечивает достаточную защиту от облучения всех остальных представителей флоры и фауны планеты. Этот постулат записан в Публикации 26 МКРЗ и используется во многих национальных нормативных документах, в том числе в СССР (НРБ 76/87). Правомочность применения этого принципа до аварии на ЧАЭС считалась бесспорной, хотя уже тогда подвергалась аргументированным сомнениям [6 - 9]. К этому времени научные обоснования принципов экологического нормирования антропогенных загрязнений нерадиационной природы уже завоевало прочные позиции [5, 12, 28]. Как указывается в работе [29], радиэкология до настоящего времени не располагает "такой стройной системой критериев нормирования воздействия ионизирующего излучения на биогеоценозы, которую разработала радиационная гигиена применительно к человеку". Справедливости ради следует отметить, что и в прикладной экологии и экотоксикологии стройная система экологических критериев также отсутствует, хотя в этом направле-

нии она продвинулась значительно дальше, как можно было убедиться в разделе I.

Приведем основные аргументы в пользу экологического нормирования радиационного воздействия, сформулированные в работах [6, 8], дополнив их некоторыми примерами из литературы по воздействию ионизирующих излучений на гидробионтов. Во-первых, во многих радиологических ситуациях с выведением радионуклидов в окружающую среду дозовые нагрузки на некоторые компоненты биотозов существенно больше (в 10 - 100 раз и более), чем на человека. Причиной такого неэквидозного воздействия является влияние большого числа различных факторов, например, большее биологическое значение β -излучения для растительных компонентов экосистем и многих видов животных, чем для человека, отсутствие возможной защиты от облучения у природных объектов, в отличие от человека (например, невозможность эвакуации из зоны радиоактивного заражения после аварии). Добавим сюда возможность существования критических (по уровню аккумуляции радионуклидов) звеньев экосистем. Во-вторых, радиочувствительность ряда важных компонентов природных экосистем сопоставима по радиочувствительности с человеком. Среди водных организмов наиболее радиочувствительными являются рыбы (LD_{50} при остром облучении составляет для карповых 5 - 20 Гр). Радиочувствительность рыб, как и других гидробионтов, зависит от внешних условий (температуры и солености воды) и стадии онтогенеза: молодь и ранние стадии их развития менее жизнестойки. Так, в работе [30] показано, что величина LD_{50} для серебряной форели на ранних стадиях онтогенеза составляет 0,16 Гр, а на более поздних - в 10 раз выше. Кроме гибели организма, облучение может вызывать и другие эффекты: снижение плодовитости, способности к воспроизводству, ухудшение качества потомства. Такого рода эффекты отмечены рядом авторов [31 - 33], при облучении рыб с мощностью дозы 0,05 - 0,07 Гр/сут, при интегральной дозе 5 - 6 Гр. Наблюдаются также эффекты хронического воздействия ионизирующих излучений на некоторые факторы иммунитета у рыб: фагоцитарные реакции, бактериологические свойства крови, сопротивляемость к заражению вирулентной культурой бактерий, функция образования антител [34 - 35]. Эти эффекты проявляются при низких дозах облучения порядка 0,2 - 0,4 Гр.

Для организмов других филогенетических групп эффекты обнаружены при более высоких облучениях. Так, при хроническом облучении дафний обнаружены эффекты снижения продолжительности жизни при мощности дозы 0,03 - 0,1 Гр/сут [36]. В работе [36] приводятся данные об изменении интенсивности биологических процессов в водоеме с повышением содержания ^{90}Sr . Отмечено, что концентрации ^{90}Sr , при которых наблюдается угнетение сапрофитной микрофлоры, составляют $(0,37 + 3,7) \times 10^3$ Бк/л. Результаты работы [37] свидетельствуют о замещении видов в сообществах перифитона при хроническом облучении. Динамика изменения структуры сообщества при сравнительно низких концентрациях в воде смеси осколков деления урана (1,87; 3,7 и 7,4 МБк/л) свидетельствуют о том, что даже при отсутствии выраженного угнетения воздействия на сообщество в целом происходит его перестройка в результате различной радиочувствительности видов и нарушения сбалансированности взаимоотношений между видами. Более ранние сдвиги в структуре сообщества обнаружены при увеличении степени воздействия, т.е. при концентрации радионуклидов 7,4 МБк/л.

Следует отметить, что при определенных дозах излучения обнаруживается не подавляющее, а стимулирующее действие [38]. Эти эффекты, рассматриваемые в искусственных условиях как полезные с хозяйственной точки зрения (например, увеличение всхожести семян, урожайности, плодовитости), могут стать вредными в естественной среде обитания, поскольку в этой ситуации тот вид, на который радиация оказала стимулирующее влияние, получает преимущество в борьбе за существование, что, как и в противоположном случае подавления может привести к перестройке в структуре биоценоза.

Изучение генетических эффектов в хронически облучаемых популяциях показало, что в динамике мутационного процесса можно выделить четыре этапа [39]:

- 1) увеличение числа индуцированных радиацией мутаций, зависящее от мощности дозы;
- 2) стабилизацию числа мутантных и жизнеспособных особей в результате отбора на радиорезистентность;
- 3) период адаптационной перестройки популяции, сопровождающейся постепенным увеличением общей радиостойчивости;
- 4) стабилизацию популяции на новом уровне радиочувствительности.

При этом для каждого вида должен существовать оптимальный уровень радиационного фона, при котором отбор на увеличение радиорезистентности будет наиболее эффективен, поскольку низкий фон радиации не может явиться движущей силой эволюции, так как он не обладает селективным действием, а высокий фон может привести к деградации популяции из-за слишком высокого давления индуцированных мутаций.

Прогнозируя отдаленные последствия загрязнения биосферы различными мутагенными веществами, в том числе радионуклидами, В.А.Шевченко считает [39], что "в условиях хронического облучения биоценозы, на уровне которых протекает эволюция в биосфере, претерпевать существенные изменения, выражающиеся в общем снижении биомассы, полном или почти полном выпадении некоторых радиочувствительных видов из сообщества, смене ведущих видов и связанной с этим перестройке структуры биоценоза".

Несмотря на важность оценки на биоценоотическом уровне последствий хронического облучения, работ, опубликованных по этому вопросу, крайне мало, и к числу таких работ относится [40], где приводятся данные о радиоэкологических исследованиях на Хэнфордских прудах, в которые с 1944 г. проводился сброс низкоактивных отходов. В качестве экологических характеристик водоемов рассматривались следующие: видовой состав фитопланктона, зоопланктона, макрофитов, колонизационное давление перифитона. Указанные характеристики соотносились с мощностью дозы внешнего облучения гидробионтов, однако в данной работе, по нашему мнению, допущен ряд методических погрешностей, в том числе в оценке мощностей доз облучения. Кроме того, исследуемые водоемы отличались не только по физическим и гидрохимическим характеристикам, но и по условиям поступления радионуклидов: продолжительность и время поступления. В результате авторам не удалось сделать достоверных выводов о действии радиационного фактора на экосистемы водоемов. Очевидно, что оценка воздействия радиационного фактора на природные экосистемы не по критическому звену, пусть даже и более чувствительному, чем человек, а по другим — системным характеристикам (структурным и функциональным) пока не представляется возможным из-за недостатка экспериментального материала и неразвитости данного подхода.

Нельзя считать решенным и вопрос о минимальных уровнях радиационного воздействия на природные популяции, при котором могут наблюдаться достоверные эффекты, поскольку данные об этом разноречивы. Это связано прежде всего с большой изменчивостью природных систем, их разной пластичностью (приспособляемостью).

Немалую роль играют методические трудности в проведении подобного рода исследований. Затруднена экстраполяция данных лабораторных исследований на природные объекты, что связано с многообразием взаимодействий в природных сообществах как между видами (конкуренция, хищничество, аменсализм, комменсализм и т.д.), так и со средой обитания. Прямые же экстраполяции на природных системах невозможны.

Методически не разработан вопрос о том, что должно быть критерием и показателем при оценке радиационного воздействия на биоценозы. Если в отношении человека одним из принципов нормирования является обеспечение надежных гарантий сохранения здоровья каждого индивидуума, то в отношении природных популяций с их высоким уровнем естественного отбора этот принцип не имеет смысла.

Кроме того, функциональные и структурные характеристики экосистем не являются постоянными, а подвержены как внутренним изменениям (естественная сукцессия), так и изменениям, вызванным возмущающими факторами, например, глобальными и локальными загрязнениями биосферы (антропогенные сукцессии). Отсюда вытекает необходимость существования контрольных объектов, роль которых в глобальных масштабах выполняют биосферные заповедники, а в локальных масштабах необходимо иметь для сравнения, по крайней мере, два контрольных объекта со схожими экологическими характеристиками, по которым можно было бы проследить за ходом естественной сукцессии. Необходимость двух контрольных объектов диктуется тем обстоятельством, что каждая экосистема уникальна и подобрать идентичные объекты практически невозможно, поэтому нужна хотя бы минимальная статистика.

В целом вышеприведенные рассуждения свидетельствуют о больших сложностях на пути решения поставленных задач. Как указывается в работе [29], одной из важнейших задач радиэкологии на ближайшие 10 + 15 лет является разработка теории радиорезистентности природных и искусственных биогеоценозов с определением критериев

и показателей, позволяющих нормировать радиационное воздействие на экосистемы на строго количественной основе.

Очевидно, что в настоящее время, в силу сложившихся обстоятельств в результате аварии на ЧАЭС, важнейшую роль экспериментального полигона должна играть 30-километровая зона и другие места с повышенным радиационным фоном. Комплексные исследования в этих регионах, выполненные с привлечением современных экологических методов, по-видимому дадут возможность разрешить многие из поставленных радиозэкологических задач.

В то же время, признавая значимость и приоритетность радиационного фактора, следует отметить, что, за исключением особых ситуаций, его действие и в природной среде, и в организме человека никогда не происходит "в чистом виде", а лишь добавляется к фону сопутствующих или уже имеющихся загрязнений локального или глобального характера (среди которых многие также являются мутагенными), поэтому действие радиационного фактора нельзя рассматривать изолированно от комплекса других антропогенных факторов. Последние могут выступать не только как модифицирующие агенты, как это традиционно рассматривалось в рамках гигиенических подходов (например, увеличение коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами при повышении температуры воды [41]), но по значимости существенно превышать радиационное воздействие.

2.2. Определение радиозэкологической емкости водоема-охладителя АЭС

В настоящее время контроль сбросов в водоемы-охладители осуществляется на основе санитарно-гигиенических норм, устанавливающих ПДК радионуклидов в воде. Таким образом, возможности сброса, с одной стороны, лимитируются коэффициентом разбавления, т.е. допустимым ресурсом чистой воды. С другой стороны, при сбросе радионуклидов в водную среду происходит их выведение из воды в донные осадки в результате интенсивного накопления гидробионтами (главным образом - организмами планктонных сообществ), взвешьями и грунтами. Следовательно, концентрация радионуклидов в воде может поддерживаться на достаточно низком уровне в результате установления равновесия между процессами притока загрязнения

и его переноса в донные отложения. Этот процесс трактуется обычно как самоочищение водоема, хотя, строго говоря, при таком "самоочищении" происходит лишь перенос загрязнения из одной среды (вода) в другую (седименты). В случае разлагаемых (например, органических) загрязнений использование этого понятия соответствует реальному содержанию, так как происходит трансформация органического вещества, осуществляемая в основном биотой. Если же загрязнение является устойчивым (токсичные металлы, долгоживущие радионуклиды), то в донных отложениях происходит постоянное увеличение концентрации этих загрязнений.

При длительном использовании водоема-охладителя степень аккумуляции радионуклидов в отдельных зонах водоема может достигнуть весьма значительных величин, важную роль при этом будут играть гидрологические характеристики водоема объекта. Значительная часть депонированных загрязнений будет находиться в биологически недоступной форме, это главным образом те радионуклиды, которые в результате нарастания слоев донных отложений либо процессов диффузионного или конвективного переноса окажутся с течением времени в более глубоких слоях донных отложений [42]. Другая часть, сосредоточенная в верхних слоях донных отложений, будет более подвижной за счет бентофагов, взмучивания и других процессов вторичной миграции. Некоторая часть радионуклидов может уйти из водоема в результате водообмена (вытекающие ручейки и реки).

Характер протекания этих процессов наряду с гидрологией в значительной степени будет определяться скоростью круговорота веществ в водной экосистеме, т.е. скоростью продукционно-деструкционных процессов. С учетом изложенных соображений под скоростью самоочищения водоема от радиоактивных загрязнений следует понимать суммарную скорость выведения радионуклидов из биологического круговорота, складывающуюся из скорости радиоактивного распада и скорости миграции радионуклидов "в геологию".

В работах [43 - 45] радиационная емкость в режиме нормальной эксплуатации АЭС определяется как отношение количества радиоактивного вещества, поступающего в водную систему в единицу времени, к концентрации радионуклида в контрольном объекте при бесконечном времени накопления. В качестве таких контрольных объектов могут быть выбраны вода и донные отложения. Это опреде-

ление радиационной емкости по смыслу совпадает с определениями, данными Ю.Одумом [49], Г.Г.Поликарповым [50] для экологической емкости. В данном определении не учитывается возможность воздействия загрязнений на биоту.

Возможность такого учета предложена И.И.Крышевым и Т.Г.Сазкиной [8]. Здесь при той же основной концептуальной схеме процессов в качестве критерия допустимого воздействия выбрано состояние критического звена экосистемы – обитателей донных слоев водоема-охладителя. Время, за которое концентрация радионуклидов в верхнем слое осадков превысит некоторое экспертное критическое значение, может рассматриваться как критическое время работы АЭС. Приведенные авторами примеры простых расчетов для водоема площадью 50 км^2 , средней глубиной 10 м при ежегодном поступлении $1,85 \times 10^{11} \text{ Бк } ^{137}\text{Cs}$ и $1,85 \times 10^{11} \text{ Бк } ^{60}\text{Co}$ с учетом водообмена показывают, что время достижения суммарной радиоактивности дна $3,7 \times 10^4 \text{ Бк/м}^2$ (условная критическая величина) составляет 30 лет для водообмена $0,5 \text{ км}^3/\text{г}$ и 15 лет – для $0,1 \text{ км}^3/\text{г}$. Однако численные значения параметров, использованные в расчетах, слишком условны, а каждая экосистема водоема настолько уникальна, что делать какие-либо общие выводы на основании приведенных примеров невозможно, хотя сама схема расчетов и попытка введения экологических критериев оценки воздействия несомненно представляет интерес.

Сходные понятия ассимиляционной емкости для определения предельно допустимого сброса (ПДС) или предельно допустимой экологической нагрузки (ПДЭН) при экологическом нормировании для морской экосистемы сформулированы в 1983 г. в работе Ю.А.Израэля и А.В.Цыбань [51]. Ассимиляционная емкость представляет собой "максимальную динамическую вместимость такого количества загрязняющих веществ (в пересчете на всю зону или на единицу объема морской экосистемы), которое может быть за единицу времени накоплено, трансформировано (биологические и химические превращения) и выведено за счет процессов седиментации, диффузии или любого другого переноса за пределы экосистемы без нарушения ее нормального функционирования". При стационарном режиме ПДЭН равна ассимиляционной емкости. При известной ассимиляционной емкости определение ПДЭН не представляет больших трудностей. В работе [48] приводится пример практического определения ассимиляционной емкости

экосистемы Балтийского моря к конкретным загрязнителям — токсичным металлам и органическим токсикантам. Расчетная модель включает три обобщенных блока:

- 1) расчет балансов массы и времени жизни загрязняющих веществ в экосистеме;
- 2) анализ биологического баланса в экосистеме;
- 3) оценку "критических" концентраций воздействия загрязняющих веществ (или экологических ПДК) на функционирование биотической компоненты.

На первом этапе реализации модели определяли концентрации загрязнителей в компонентах экосистемы, скорость биоседиментации, потоки загрязнителей на границах экосистемы и активность микробной деструкции органического вещества. На основании анализа этих данных были рассчитаны балансы вещества и время "жизни" рассматриваемых загрязнителей в экосистеме и обнаружены некоторые важные закономерности, в частности, роль атмосферного переноса, поверхностного стока, процессов водообмена, седиментации, времени пребывания органических загрязнителей в водной среде.

На втором этапе была проведена количественная оценка первичной продукции органического вещества, биомассы основных трофических групп гидробионтов, выбран компонент биоты, играющий ведущую роль в биогеохимических процессах и достаточно чувствительный к изменению экологической обстановки. При этом полагали, что антропогенное поражение этого компонента будет сопряжено с деградацией экосистемы в целом. В Балтийском море такую репрезентативную группу организмов представляют планктонные микроводоросли. С учетом этого обстоятельства в качестве процесса — "мишени" — было выбрано важнейшее экологическое явление — первичное продуцирование органического вещества.

На третьем этапе анализа результатов экспериментальных исследований были рассчитаны коэффициенты запаса, что необходимо в условиях варьирования концентрации загрязняющих веществ для большей надежности экологических критериев.

В результате проведенного анализа получены оценки ассимиляционной емкости для крупных зон в открытой части Балтийского моря, обнаружено, что современные поступления исследованных загрязнителей в экосистему существенно меньше минимального значения ассимиляционной емкости (кроме полихлорбифенилов, поступление которых превышает минимальное значение ассимиляционной

емкости и лишь в три раза ниже ее максимального значения, что указывает на необходимость снижения выбросов этого класса веществ). Авторы рекомендуют использовать данный подход также и на региональной основе без существенных ограничений для оценки ЦЦЭН, подчеркивая, что детальная система экологического нормирования должна разрабатываться для каждого водоема в отдельности с учетом особенностей функционирования его экосистемы, а также характера загрязнения. Как видно из приведенных примеров, подходы к определению допустимого воздействия на природные объекты, развиваемые в радиационной безопасности и в глобальном экологическом мониторинге, существенно различаются. В последнем случае критерием нормирования является нормальное функционирование природных систем, без которого невозможно дальнейшее нормальное существование человека. Этот подход выдвигает на передний план критерии качества среды, фундаментальные вопросы оптимизации взаимоотношений человека со средой обитания, прогнозирования ее изменения в связи с возрастающими масштабами антропогенного воздействия, т.е. проблема ставится гораздо шире, хотя в конкретном воплощении [48] задача решается с помощью выбора критического звена экосистемы и "процесса-мишени", который может быть достаточно субъективным.

В радиационном экологическом мониторинге в регионе АЭС эта проблема пока решается в рамках санитарно-гигиенического принципа. Этот принцип воплощен в действующих в СССР СП АЭС-79, предъявляющих жесткие требования и радиоактивным выбросам АЭС в окружающую среду путем установления дозовой квоты - 5 % предела дозы для ограниченной части населения - категория Б. Следовательно, в отношении водоема-охладителя выполнение этих норм сводится к определению допустимого сброса (ДС) радионуклидов, который с учетом всех возможных путей их поступления в организм человека, а также внешнего облучения и т.д., не приведет к превышению дозовой квоты для этого источника облучения населения (пять мбэр на человека в год). ДС устанавливается отдельно для каждого водоема-охладителя АЭС с учетом его природных особенностей и характера использования, но при этом все экологические особенности используются лишь как факторы, влияющие на движение радионуклидов по пищевым цепочкам.

Основательно разработанный в настоящее время аппарат математического моделирования [8, 40 - 42] настроен на решение центральной проблемы радиационного мониторинга окружающей среды, сформулированной в работе [29] как "создание и уточнение концептуальных схем миграции радионуклидов по биологическим и абиотическим цепям". Наиболее полное обобщение существующих подходов к математическому моделированию миграции радионуклидов в водной среде проведено в работе [8], в которой наряду с традиционным подходом делаются серьезные попытки более глубокой постановки задачи и моделирования действия ионизирующего излучения на структуру популяций и водных экосистем с привлечением аппарата математической экологии и математической генетики, что является, как справедливо отмечают сами авторы, "одним из первых опытов приложения математической теории водных экосистем к исследованию радиоэкологических процессов". Предложенные авторами способы построения имитационных моделей минимальной сложности наиболее перспективны с точки зрения современных подходов к имитационному моделированию, поскольку позволяют контролировать меньший набор параметров. Разработанная авторами модель динамики развития планктона водоема-охладителя АЭС по своей сути ориентирована уже не на конкретный вид загрязнения и не гигиеническое нормирование, поскольку учитывает воздействие на планктонное сообщество водоема-охладителя как компонент, испытывающий максимальную нагрузку.

В качестве фильтра исходной информации о сезонной динамике параметров экосистемы водоема-охладителя в модели используется статистический анализ временных рядов наблюдений, который позволяет выявить причинные механизмы, вызывающие изменения наблюдаемых параметров, общие закономерности в их динамике, а также структуру корреляционных взаимосвязей и сконцентрировать информацию путем минимизации набора переменных модели. Более подробно методы статистического анализа рядов наблюдений изложены в работе Ю.А.Горбенко и И.И.Крышева [43]. Эти методы в настоящее время находят широкое применение в экологии [21, 24, 25, 28].

Однако, по нашему мнению, в постановке задачи и основным результатам авторам не удалось отойти от традиционного подхода к АЭС как источнику радиационного воздействия на водоем-охладитель.

В более четкой форме концепция экологического подхода к оптимизации взаимоотношений АЭС с природными объектами региона, в том числе водоемами-охладителями, сформулирована в работах Ю. А. Егорова [7, 14], Д. А. Кривошукского с соавторами [10] и других авторов [9, 44].

2.3. Тепловое загрязнение и другие факторы воздействия АЭС на водоем-охладитель

С учетом вышеприведенного анализа АЭС должна рассматриваться не в традиционном аспекте радиационного загрязнения природной среды, а как промышленный объект со всеми присущими ему видами воздействия. В отношении водоема-охладителя это воздействие складывается в основном из следующих факторов:

- 1) загрязнения — теплового, химического, радионуклидного (последовательность соответствует уровню значимости);
- 2) изменения гидрологического режима;
- 3) изменения рельефа и структуры береговых зон и площадей водосбора;
- 4) механического травмирования и уничтожения мелких гидробионтов и теплового шока;
- 5) изменения климата в регионе.

В качестве объекта воздействия в данной работе рассматриваются экосистемы природных водоемов, вода из которых используется для охлаждения теплообменного оборудования, заполнения и подпитки основного технологического контура, технических и бытовых нужд АЭС и сбрасывается в водоем после использования в состоянии, существенно отличающемся от первого. В тех случаях, когда водоем-охладитель является искусственным водохранилищем, созданным специально для АЭС, его можно рассматривать как один из цехов АЭС и предъявлять к нему требования исходя из целевой функции, не исключая возможностей его комплексного использования. В случае использования природных водных систем перевод их в разряд технических водоемов является недопустимым. В данном случае основой нормирования должны быть экологические критерии, характеризующие изменения состояния экосистемы при комплексном техногенном воздействии.

При этом очевидно, что вопросы нормирования должны решаться

на региональной основе с инвентаризацией и учетом всех источников загрязнения водной среды, поскольку, помимо загрязнений, присущих непосредственно АЭС, в водоем-охладитель могут поступать с площади водосбора отходы сельскохозяйственного производства (удобрения и ядохимикаты), обросные воды других предприятий, бытовые сточные воды, а также компоненты глобального загрязнения. Результаты многочисленных работ, выполненных на водоемах-охладителях АЭС и ТЭС, а также собственный опыт исследований на Игналинской АЭС [44] свидетельствуют о том, что наиболее мощными экологическими факторами воздействия АЭС на водоем-охладитель являются тепловое загрязнение и механическое травмирование мелких гидробионтов. В связи с этим в данном разделе основное внимание будет уделено рассмотрению теплового воздействия. Несомненно, что определенный вклад и комплексное воздействие вносит также химическое загрязнение в результате поступления в водоем-охладитель продуктов коррозии, детергентов, используемых для санитарной обработки оборудования и помещений АЭС, нефтепродуктов, химических реактивов. Но этот вид загрязнений пока недостаточно учитывается на АЭС и по-видимому требует более тщательной инвентаризации.

Термофикация водоемов

Количество энергии, которое ежегодно производится в виде тепла при сжигании различного вида топлива, составляет 0,01 % всей энергии, падающей на Землю от Солнца. Наряду с оценкой парникового эффекта, центральным вопросом климатологии становится также определение допустимого количества тепла, которое может быть произведено на Земле. Согласно [2] этот предел составит, по видимому, несколько процентов энергии, приходящей от Солнца, и может быть достигнут в первой половине XXI века. Потепление климата, вызванное парниковыми газами (CO_2 , окислы азота, метан), уже сейчас считается достоверно установленным и представляется неизбежным в силу уже осуществленной антропогенной деятельности. Скорость и степень потепления в будущем будет зависеть главным образом от усилий по сохранению энергии и уменьшению использования ископаемого органического топлива, сжигание которого является

главным источником изменения химического состава атмосферы. Что же касается прямого сброса неиспользованного тепла от электростанций, то на единицу мощности оно составляет от 50 до 70 % всей произведенной энергии. Основным методом рассеивания сбросного тепла в СССР является сброс термальных вод электростанций в водоем. Причем, в большинстве случаев используются природные водоемы и водотоки (моря, реки, озера). Площадь водного зеркала прудов-охладителей должна составлять 5 - 7 км² на 1 ГВт (эл) и 10 - 13 км² / ГВт - для комплексного использования. Количество охлаждающих вод на АЭС на 1 ГВт (эл) составляет $2 + 3 \times 10^9$ т/г, что в 1,5 - 2 раза больше, чем на ТЭС.

Очевидно, что при существующей технологии рассеивания тепла с нарастанием мощностей АЭС будет увеличиваться их роль в тепловом загрязнении окружающей среды и термификации естественных водоемов. Это не может не отразиться на состоянии водных экосистем. В результате термификации в условиях средней полосы при тепловой нагрузке < 5000 ккал/м² происходит стимуляция развития бактериальной микрофлоры, повышается интенсивность процессов метаболизма и окислительных процессов, биологическая продуктивность водоемов. Интенсификация биологических процессов способствует самоочищению водоемов от различных видов загрязнений. С повышением тепловой нагрузки экологическая обстановка может ухудшаться в результате перехода систем различной иерархии (клетка, организм, популяция, биоценоз) за пределы температурного оптимума, закрепленного в результате приспособления сукцессионных процессов к естественным колебаниям температуры. Причем, как показано в [45], наиболее чувствительными индикаторами термального воздействия являются субклеточные и клеточные процессы, а наименее - ценотические, что связано с различными темпами процессов приспособления. В то время как клеточные и организменные реакции на термальное воздействие, основанные на избирательном усилении активности отдельных участков генома, оптимум функционирования которых соответствует новым условиям, проявляются в диапазоне времени от секунд до месяцев, популяционные механизмы адаптации требуют месяцы и годы и основаны на генетическом полиморфизме популяций. И наконец, ценотический механизм приспособления, связанный с перестройкой структуры экосистемы, сменой видов-доминантов, элиминацией видов, включается при сравнительно сильном воздействии и протекает еще более медленно. Все указанные процессы являются способом адаптации к сравнительно медлен-

но изменяющимся условиям среды. При скачкообразном повышении температуры ход перестроек ускоряется. Авторы работы [45] считают, что чем выше температура воды, тем меньше должна быть скорость ее повышения во избежание нежелательных последствий. Для водоемов средних широт они рекомендуют значение критической температуры для поверхностного слоя $25 - 28^{\circ}\text{C}$ — верхнюю границу многолетних колебаний. К нежелательным последствиям авторы относят элиминацию видов, а также включение генетических механизмов приспособления.

Что касается качества воды, то при превышении тепловой нагрузки в связи с угнетением процессов биологического самоочищения водоема оно может ухудшаться за счет уменьшения концентрации кислорода, увеличения минерализации воды, изменения физико-химического состояния различных загрязнителей, увеличения их растворимости и перехода в более токсические формы.

Повышение температуры воды может также изменить пути преимущественного накопления радионуклидов в организмах гидробионтов. При этом возможно синергическое усиление эффектов воздействия радиационного и термального факторов. Одной из причин тепловой радиосенсибилизации клеток является нарушение мембран или мембраносвязанных ферментов репарации ДНК [4, 47]. Выявлена также еще одна причина терморadiационного поражения клеток, а именно, дестабилизация осмотического гомеостаза, гипотонический шок, последствия которого тем губительней для клеток, чем выше будет скорость их нагрева и чем сильнее будут повреждены мембраны. Очевидно, что тепловой шок, приводящий к такого рода последствиям, может происходить не только при резком повышении, но и при резком понижении температуры [46].

Отмечены также эффекты термохимического синергизма [4] при совместном действии тяжелых металлов в низких концентрациях и термического шока, связанные, в частности, с увеличением их накопления клетками при повышении температуры.

Список использованной литературы

И. К р а й н ю к о в а А.Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения. В об.: Методы биотестирования вод. Черноголовка, 1988, с. 4 - 14.

2. Н и к и т я н Д.П., Н о в и к о в Д.В. Окружающая среда и человек. М.: Высшая школа, 1980.

3. Р о з а н о в Б.Г. Основы учения об окружающей среде, М.: МГУ, 1984.

4. Синергизм действия ионизирующей радиации и других физических и химических факторов на биологические системы: Тексты докладов Всес.конф. 18 - 20 окт. 1988, г.Пушино.

5. И з р а э л ь Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. Изд. 2-е. М.: Гидрометеоздат, 1984.

6. А л е к с а х и н Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоатомиздат, 1982.

7. Е г о р о в Ю.А. Контроль и управление системой "АЭС - окружающая среда". В кн.: Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 9. М.: Энергоатомиздат, 1984, с. 49.

8. К р ы ш е в И.И., С а з ы к и н а Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986.

9. С к о т н и к о в а О.Г. Экологическое моделирование сочетанного воздействия ионизирующих излучений и других мутагенных факторов. В сб.: Микродозиметрия. Материалы Всес. семин. "Прикладные аспекты радиационной физики". Л., 1986, с. 313 - 329.

10. К р и в о л у ц к и й Д.А., С т е п а н о в А.М., Т и х о м и р о в Ф.А., Ф е д о р о в Е.А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистемы В сб.: Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М.: Наука, 1988, с. 4-16.

11. А б а к у м о в В.А. Закономерности изменения водных биоценозов под воздействием антропогенных факторов. "Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана". Труды I Межд. симпозиума. Таллинн, 2-10 окт. 1983, т.2, Л., 1985, с.273 - 283.

12. К о ж о в а О.М., Б е й м А.М., П а в л о в Б.К. Принципы гидробиологического мониторинга и биоиндикации. В об.: "Комплексные исследования экосистемы бассейна р.Енисей". Красноярск, 1985, с.3 - 13.

13. Е г о р о в Ю.А. Радиационный экологический мониторинг в регионе АЭС - цели и задачи. Сб.: Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып.10. М.: Энергоатомиздат, 1986, с. 56-70.

14. Е г о р о в Ю.А. Радиационный экологический мониторинг в регионе АЭС. С сб.: Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М.: Наука, 1988.

15. Reisk D.L. *Manual of methods in aquatic environmental research. Part 10 - Short-term static bioassays.* FAO Fisheries Technical Paper, 1987, p. 1-62.

16. Болдырев Н.М., Скурлатов Ю.И., Швидкий В.О., Штопова Т.В., Штамм Е.В., Эргестова Л.С. Новые обобщенные показатели качества вод. Водные ресурсы № 5, 1987, с. 73 - 83.

17. Гилляр А.М. Соотношение органицизма и редукционизма как основных методологических подходов в экологии. Журнал общей биологии. т. XLIX, № 2, 1988. с. 202 - 217.

18. Федоров В.Д., Сахаров В.Б., Левич А.Д. Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем. В сб.: Человек и биосфера. Вып. 6. М.: МГУ, 1982, с. 3 - 42.

19. Федоров В.Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение "Изв.АН СССР, Сер.Биология", № 3, 1974.

20. Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии. Гидробиологический журнал. 1988, т. 24, № 3, с. 74 - 83.

21. Михайловский Г.Е., Федоров В.Д. Основные системные характеристики невозмущенного сбалансированного фитопланктонного сообщества и их сезонная динамика. В сб.: Человек и биосфера. Вып. 6. М.: МГУ, 1982, с. 102 - 118.

22. Skallon E.E., Brexonic P.L. *Cotrophication analysis: a multivariable approach.* - *J. of Sanit Eng. Div.*, 1972, SA1, vol. 98.

23. Пшеницина В.Н. Об эффективности шкалы Вудинисса при биоиндикации качества воды. Гидробиологический журнал, 1986, т. 22, № 4, с. 42 - 45.

24. Анохин Ю.А., Горетко А.Б., Дамешек Л.Ю. и др. Математические модели и методы управления крупномасштабным водным объектом. Новосибирск: Наука, 1987.

25. Бейм А.М., Павлов Б.К., Брусиловский П.М. и др. Приемы прогнозирования экологических систем. Новосибирск: Наука, 1985.

26. Рубин А.Б., Резниченко Г.Ю. Математические модели в экологии. Итоги науки и техн. ВИТИИ Сер. Математическая биология и медицина, 1988, вып. 2, с. 113 - 172.

27. Свирижев Ю.М., Воинов А.А., Тонких А.П. Имитационная модель экосистемы оз.Балатон (ВНР) Отчет ВЦ АН СССР. М., 1983.

28. Михайловский Г.Е. Принципы экологического мониторинга водных сообществ. В сб.: Человек и биосфера. М.: МГУ, вып. 8, 1983, с. 55 - 67.
29. Алексахин Р.М., Тихомиров Ф.А. Радиоэкология: достижения, задачи и горизонты. Радиобиология. т. XXV, вып. 3, 1985, с. 291 - 299.
30. Bonham K., Welander J.O. Increase in radio-resistance of the fish to lethal doses with advances embryonic development. *Radioecology. Reinhold Publ. Corp. New York and Amer. Inst. Biol. Washington D.C., 1963, p. 353.*
31. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975.
32. Федорова Г.В. Закономерности поступления, выведения и экологическое действие радиоуглерода на разных стадиях онтогенеза пресноводных рыб. Изв. Гос. НИОРХ, 1974, № 91, с. 187.
33. Шеханова И.А. Радиоэкологические аспекты защиты поверхностных вод при мирном использовании ядерной энергии. В сб.: Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980, с. 14 - 35.
34. Орлов Э.В., Пристер Б.С., Шейн Г.П., Шеханова И.А. Хроническое облучение телят в растворах ⁹⁰Sr и его биологические последствия. В сб. Радиоэкология животных. Материалы I Всес. конф. М.: Наука, 1977, с. 84 - 86.
35. Шлейфер Г.С., Шеханова И.А. Влияние ионизирующего излучения на иммуно-физиологическое состояние рыб. В сб.: Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М. Наука, 1980, с. 35 - 43.
36. Брагина А.Н., Гуськова А.И., Купрянова В.М. Методика и результаты изучения процессов самоочищения воды водоемов, загрязненных смесью радиоизотопов. В сб.: Методы радиоэкологических исследований. М.: Атомиздат, 1971.
37. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Труды ин-та экологии растений и животных Уральского филиала АН СССР, Свердловск, 1963.
38. Luckey T.D. Physiological benefits from low levels of ionizing radiation. *Health Physics*, 1982, v. 43, pp. 771 - 789.
39. Шевченко В.А. Радиационная генетика одноклеточных водорослей. М.: Наука, 1979.

40. Егоров Ю.А., Казаков С.В., Чулки-
ва Е.В. Структура модели распространения радионуклидов в эк-
системе водоема-охладителя АЭС. В сб.: Радиационная безопа-
сность и защита. АЭС. Вып. 10, М.: Энергоатомиздат, 1986,
с. 81 - 89.

41. Егоров Ю.А., Казаков С.В. Прогнозирование
допустимого сброса радионуклидов в водоемы-охладители АЭС. В
сб.: Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 10. М.:
Энергоатомиздат, 1986, с. 108 - 116.

42. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Моделирова-
ние процессов обмена радиоизотопами между гидробионтами и водной
средой. В сб.: Экологические аспекты исследований водоемов-охла-
дителей АЭС. М., 1983, с. 192 - 207.

43. Горбенко Ю.А., Крышев И.И. Статистический
анализ динамики морской экосистемы микроорганизмов. - Киев:
Наукова думка, 1985.

44. Скотникова О.Г., Ачкасов С.К., Попо-
ва О.П., Казимирко Ю.В. и др. Разработка измеритель-
ного устройства для комплексной оценки воздействия АЭС на фито-
и зоопланктон водоема-охладителя и исследование распределения
РБГ в атмосфере. Отчеты МИФИ, ч. I, II, III, 1986 - 1988.

45. Теплоэнергетика и окружающая среда, т. 5 "Базовое со-
стояние популяций и сообществ водных животных в оз. Друкшый".
Вильнюс: Мокслас, 1986.

46. Строганов Н.С. Приспособленность и приспособ-
ляемость в системе взаимоотношения гидробионта с токсикантом.
В сб.: Реакция гидробионтов на загрязнение. М.: Наука, 1983,
с. 5 - 13.

47. Виленчик М.М. Радиобиологические эффекты и
окружающая среда. М.: Энергоатомиздат, 1983.

48. Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Вент-
цель М.В., Шигаев В.В. Научное обоснование экологичес-
кого нормирования антропогенного воздействия на морскую экосис-
тему (на примере Балтийского моря). Океанология, т. XXVIII,
вып. 2, 1988, с. 293 - 299.

49. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986.

50. Подкарпов Г.Г., Егоров В.П. Морская
динамическая радиосхемиология. М.: Энергоатомиздат, 1986.

51. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляцион-
ной емкости Мирового океана: Докл. АН СССР, 1983, т. 272, № 3,
с. 702 - 705.