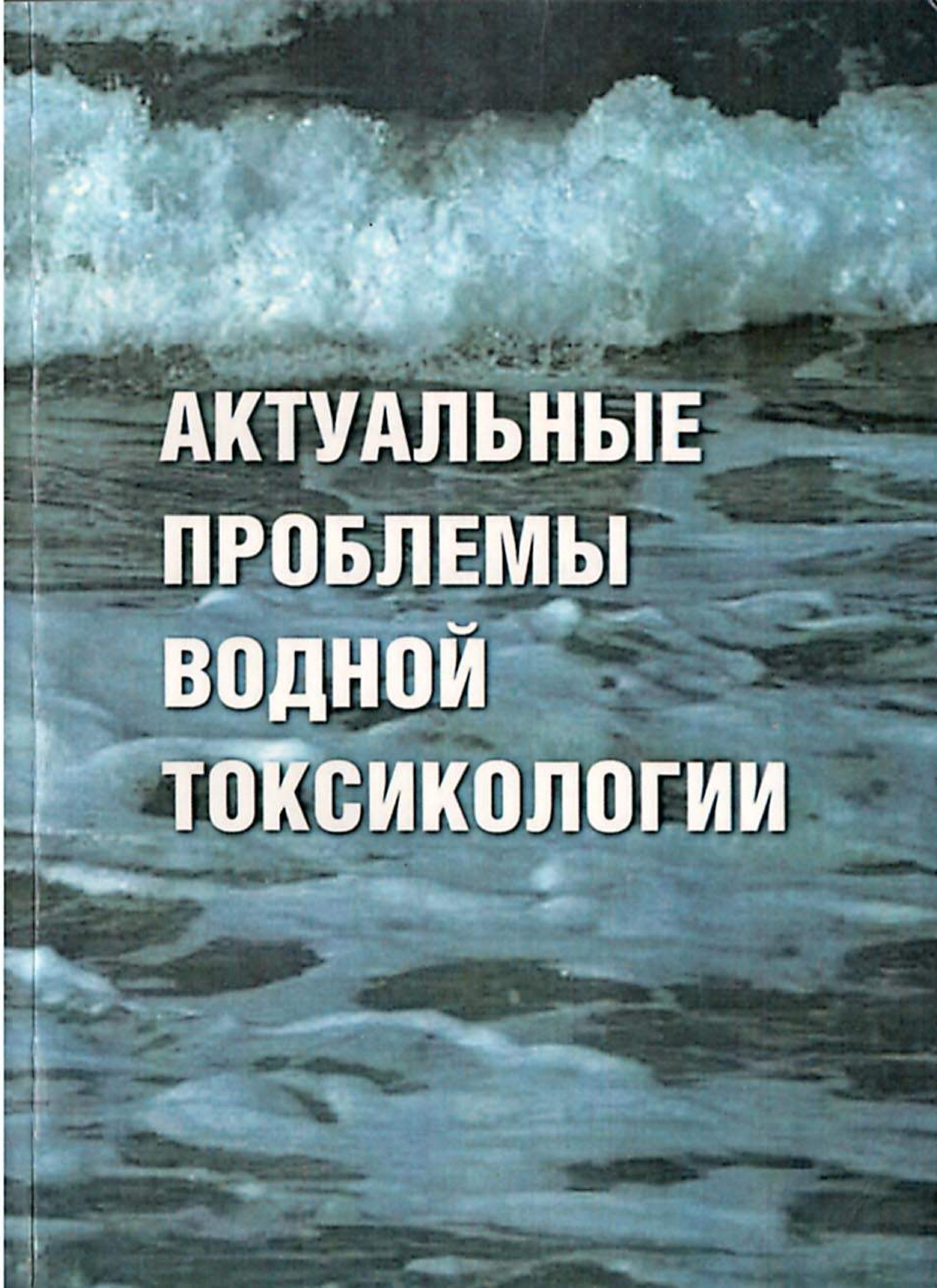

АКТУАЛЬНЫЕ
ПРОБЛЕМЫ
ВОДНОЙ
ТОКСИКОЛОГИИ

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ

Борок
2004

УДК 574.64(28)(063)

574.5(28)(063)

“Актуальные проблемы водной токсикологии”. Сборник статей.

Под редакцией д. б .н., проф. Б. А. Флерова. Борок, 2004. 248 с.

Сборник содержит статьи по теоретическим и прикладным вопросам водной токсикологии. В нем рассмотрены основные направления развития науки, представлены обобщенные данные по загрязнению водоемов хлорорганическими пестицидами, ртутью, катионными поверхностно-активными веществами. Изложены новые подходы и методы в морской экотоксикологии, предложены интегральные индексы и биомаркеры для оценки качества водной среды и донных отложений.

Книга рассчитана на широкий круг специалистов в области охраны окружающей среды, включая экологов, гидробиологов, санитарных гигиенистов.

Ответственный редактор – Б. А. Флеров

Редколлегия – И .В. Чалова,
Е .В. Чаморовская

ISBN 5-88697-110-6

ПРЕДИСЛОВИЕ

Острейшей проблемой современности является ухудшение качества окружающей среды вследствие ее загрязнения промышленными, сельскохозяйственными и коммунально-бытовыми отходами. Прежде всего это относится к воде, приобретающей токсические свойства, которые угрожают не только населению водоемов, но и здоровью людей. Водная токсикология – наука о токсичности водной среды – выявляет степень вредного воздействия загрязняющих веществ на биоту водоемов и разрабатывает профилактические и восстановительные мероприятия. К большому сожалению, представительные научные форумы по проблемам водной токсикологии не проводились более 20 лет. В Институте биологии внутренних вод (ИБВВ) РАН в ноябре 2002 г. состоялась Всероссийская конференция с привлечением специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья “Современные проблемы водной токсикологии”, где был рассмотрен широкий круг проблем этой науки, проанализировано ее состояние и намечены пути развития. Итогом проведенной конференции явилась публикация тезисов докладов и рассылка решения конференции всем ее участникам. Одним из пунктов решения была рекомендация о возобновлении практики публикаций ежегодных изданий по актуальным проблемам водной токсикологии. В связи с этим ИБВВ РАН взял на себя обязательство в 2003 г. сформировать такой сборник, пригласив для участия в нем признанных специалистов в этой области.

Сборник содержит статьи по фундаментальным и прикладным проблемам водной токсикологии. В нем рассмотрены основные направления развития токсикологической науки (Б. А. Курляндский). Подведены итоги важнейших исследований по водной токсикологии на Украине: сравнительной токсикологии, биологическим эффектам пестицидов, тяжелых металлов, СПАВ, математическому моделированию токсических эффектов, а также эколого-токсикологическому состоянию водоемов (Л. П. Брагинский). Дан обзор по уровням загрязнения воды и донных отложений основных водных бассейнов бывшего СССР и России хлорорганическими пестицидами, а также по величинам выноса этих экологически опасных соединений реками в моря (Д. Ф. Павлов, А. Н. Бакин). Приведены многолетние данные о высоком содержании катионных поверхностно-активных веществ в днепровских водохранилищах после катастрофы на Чернобыльской АЭС (К. П. Калениченко, Л. П. Брагинский).

Обобщены сведения по ртутному загрязнению водоемов Северо-Запада России. Особое внимание уделено экологической роли ртути, содержащейся в рыбе в низких концентрациях, которая (по современным представлениям) является непосредственной угрозой здоровью людей, потребляющих такую рыбу в пищу. Сравниваются отечественные и зарубежные подходы по ее нормированию, даются практические рекомендации (В. Т. Комов с соавторами).

Изложены новые подходы и методы морской экотоксикологии и предложены эколого-токсикологические критерии для оценки загрязнения и прогноза экологических нарушений в море (С. А. Патин). Предложены интегральный биохимический индекс, рассчитанный по 35–40 важнейшим биохимическим параметрам рыб, как критерий токсического воздействия загрязняющих веществ (Н. Н. Немова с соавторами) и биомаркеры разного уровня организации (сообщество, популяция, организм, ткани рыб) для оценки качества водной среды (И. И. Руднева с соавторами). Рассмотрено использование биотестирования как метода экотоксикологического контроля за состоянием окружающей среды (А. Н. Крайнюкова). Показаны особенности действия бихромата калия (используемого в качестве эталонного токсиканта) на модельные популяции и генерации *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* (О. Ф. Филенко с соавторами), что необходимо учитывать при проведении биотестирования на этих широко применяемых тест-объектах.

Две статьи сборника (авторы – И. И. Томилина и Н. Ю. Степанова с соавторами) посвящены оценке качества донных отложений как источника вторичного загрязнения водоемов – важной современной проблеме охраны окружающей среды. В первой дана комплексная оценка токсичности донных отложений Верхне-Волжских водохранилищ, включающая химический анализ загрязняющих веществ, определение токсичности грунтов методом биотестирования и состояние бентосных сообществ, и определены благополучные и неблагополучные участки донных отложений. Вторая, в которой используется аналогичный подход, характеризует качество грунтов Куйбышевского водохранилища на территории Татарстана.

Надеемся, что представленные в сборнике статьи будут интересны и полезны для широкого круга специалистов в области охраны окружающей среды, включая экологов, гидробиологов, санитарных гигиенистов.

Б. А. Флеров

УДК 574.64

СОВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ В РАЗВИТИИ ТОКСИКОЛОГИИ

Б.А. Курляндский

Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ г. Москва, *root@regchem.msk.ru*

В статье обозначены основные направления развития токсикологической науки.

Основные тенденции социально-экономического и экологического развития мирового сообщества сформулированы на состоявшейся в 1992 г. в Рио-де-Жанейро (Бразилия) конференции ООН по окружающей среде и развитию. В очередной раз подчеркнуто, что одним их основных условий устойчивого развития является создание механизма по объединению и укреплению национальных, региональных и международных усилий для совершенствования системы рационального обращения с химическими веществами. Разработанная в рамках конференции “Повестка дня на 21 век (гл.19)” послужила основанием для создания документа “Приоритеты для действий после 2000 г.”, являющегося по сей день основной международной стратегией в области химической безопасности.

Решения, принятые в Рио-де-Жанейро, оказали существенное влияние на темпы развития токсикологической науки, а материальные вложения, сделанные развитыми странами, позволили широко охватить весь спектр проблем, обусловленных многообразием форм влияния химических веществ на живой организм и окружающую среду. Подробное представление о путях и тенденциях в развитии токсикологии в конце XX и начала XXI веках можно составить на основе анализа материалов докладов на последних конгрессах европейских токсикологов (EUROTOX) и международного союза токсикологов (JUTOX), а также проекта повестки дня предстоящего в 2004 г. в Тампере (Финляндия) очередного конгресса токсикологов ICT X IUTOX [1, 2, 3, 4].

Основным фактором, определяющим темпы и объемы токсикологических исследований в мире, является сегодня огромное количество химических веществ, ежегодно поступающих в обращение, и связанный с этим риск.

Вместе с тем по материалам JFCS менее 50% приоритетных веществ, нуждающихся в токсикологической оценке, было изучено за последние три года. Эта настоятельная потребность обуславливает то значительное место, которое занимает традиционная токсикологическая экспертиза в общем мировом объеме токсикологических исследований. Поэтому изучение зависимости доза–эффект, являющееся краеугольным камнем токсикологии, по сей день представляет собой непременное условие токсикологической оценки вещества, в том числе и на летальном уровне. Исследования подобного рода проводятся повсеместно в практических целях для определения опасных свойств вещества и оценки риска. То же касается действия веществ на кожные покровы и слизистые оболочки, а также других видов воздействия, реализуемых на организменном уровне. Из работ, связанных с оценкой риска в зависимости от области применения вещества, наибольшее место занимают работы в области лекарственной токсикологии, пищевой токсикологии, промышленной токсикологии, водной токсикологии.

Сложившееся в мире отставание темпа токсикологических исследований от потребности в них, повлекло за собой поиск в области ускоренных методов исследования, а этические проблемы породили разработку альтернативных методов исследования, в число которых в первую очередь входит использование клеточных культур гепатоцитов, почечных клеток, эпителиальных клеток мочевого пузыря, а также культур клеток крови и эмбриональной ткани. В качестве нового и активно развивающегося направления следует отметить использование нервных клеток in vitro.

Большое место в токсикологических исследованиях занимают “технические” проблемы, такие как моделирование ингаляционного воздействия, стабильная дозировка токсикантов в продуктах питания, питьевой воде и т.д.

Среди актуальных, связанных с практикой проблем по-прежнему большое место занимает диагностика и лечение острых отравлений, разработка антидотов и организация помощи в первую очередь на основе создания специализированных токсикологических лечебных и информационных центров.

Что касается направлений токсикологических исследований, то они многообразны, и в их структуре можно выделить следующие иерархические уровни.

1. Направления исследований по влиянию веществ на организм в зависимости от области обращения токсиканта: пищевая токсикология, промышленная токсикология, лекарственная токсикология, токсикология пестицидов, экологическая токсикология, токсикология природных токсинов (токсинология).

2. Отдельные направления, связанные с изучением влияния химических веществ на функциональные системы: иммунотоксикология, поведенческая токсикология, токсикология сердечно-сосудистой системы, токсикология развития, токсикология желудочно-кишечного тракта, токсикология печени, токсикология эндокринной системы, токсикология органов дыхания, почечная токсикология, токсикология репродуктивной системы, генотоксикология (в том числе геномика, протеомика – omix), химический канцерогенез и т.д.

3. Исследования отдельных групп веществ, таких как микотоксины, диоксины, фураны, галогенированные углеводороды, тяжелые металлы, витамины, микроэлементы.

Перечисленными направлениями не исчерпывается круг проблем, охватываемых сегодня токсикологическими исследованиями. Сюда, как и прежде, следует отнести изучение токсикодинамики и токсикокинетики, биотрансформации, а также аллергии, апоптоза, индукции энзимов, гематопоэза, оксидативного стресса, трансгенных моделей и т.д. Значительное число работ посвящено оценке риска, разработке компьютерных моделей, этическим вопросам.

При рассмотрении этого обширного перечня проблем и направлений обращает на себя внимание, во-первых, что они все более существенно выходят за рамки тех привычных представлений, которые связаны с предшествующим опытом и традиционным пониманием предмета токсикологии, ее цели и задач, а во-вторых, формированием большого числа самостоятельных, ранее не существовавших, разделов токсикологической науки.

Следует поэтому рассмотреть, является ли это просто синонимизацией понятий “toxycology – токсикология” и “toxycity – токсичность”, либо в основе этого лежат более глубокие понятийные различия.

Понимание этих различий следует искать в том, что сегодня изучение влияния токсиканта на отдельные органы или системы требует достаточно узкой специализации, например, в области эндокринологии, урологии, иммунологии и т.д. Более того, специфические токсикологические навыки и представления имеют меньшее значение для понимания тех изменений, которые изучаемое вещество вызывает в том или ином организме или системе. Как следствие этого, изучением влияния на эндокринную систему занимается специалист – эндокринолог, на иммунную систему – специалист иммунолог и т.д. Отсюда правомерно появление таких самостоятельных направлений, как иммунотоксикология, нейротоксикология, токсикология эндокринной системы и т.д.

В тех же случаях, когда речь идет об исследовании ядов или групп ядов, с точки зрения специфических, присущих данным ядам свойств, правомерно применение для формирования целей и задач исследования привычных терминов, как “токсичность”, “токсическое действие”, “токсические свойства” и т.д.

Считая, что прерогативой токсикологической науки является рассмотрение этих явлений с позиций доза (концентрация) – время – эффект, нельзя не признать необходимость рассмотрения изучаемых явлений в аспекте перечисленных выше самостоятельных научных направлений.

Еще одна особенность развития современной токсикологии – опережающее привлечение к исследованиям специалистов–генетиков и формирование таких разделов науки как молекулярная токсикология и молекулярная эпидемиология, имея в виду эпидемиологическое изучение влияния химических загрязнителей на генные структуры и молекулярные (наследственные) механизмы реагирования. Это хорошо прослеживается и на таких разделах науки как оценка риска, использование трансгенных моделей и т.д.

Если ориентироваться на проект программы предстоящего в 2004 г. X международного токсикологического конгресса, то все

вышеуказанные тенденции в ней просматриваются очень четко. Более того, специальному рассмотрению с точки зрения применения в токсикологии подлежат разделы общебиологической науки, являющиеся “базовыми” для токсикологических исследований: молекулярная биология, биохимия, физиология, химия, социология и информатика. Определенные понятийные расхождения с принятыми в отечественной науке здесь налицо, поскольку, к токсикологическим в международной терминологии относятся почти все те проблемы химической безопасности, которые в России принято считать гигиеническими. Однако это не меняет существа вопроса с точки зрения основных тенденций в изучении влияния химических веществ на здоровье человека и окружающую природу.

Справедливости ради следует отметить, что указанные тенденции были активно рассмотрены и сформулированы значительно раньше отечественными токсикологами. Еще в 70-е г. XX столетия сформулировано понятие “химиобиология”, объединяющее все стороны взаимодействия химических веществ и живой материи, и в этом направлении развивалась отечественная наука. К сожалению, в силу хорошо известных причин реализация указанных направлений в нашей стране существенно сужена и по значительному числу возникающих проблем отстает от зарубежных.

Выход из создавшейся ситуации можно видеть только в одном – вовлечении специалистов самых различных направлений медико-биологической науки в разработку токсикологических, а вернее, химиобиологических проблем. Это, на наш взгляд, является единственным конструктивным подходом, поскольку рассчитывать на сколько-либо значительное дополнительное финансирование токсикологических исследований в обозримом будущем не приходится. Целесообразно также поставить перед обществом вопрос о создании специального общественного фонда развития токсикологических исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. The 5th Congress of Toxicology in Developing Countries. November 10–13 Guilin China. Toxicology in New Century–Opportunity and Challenge. 2003. P. 2–7.
2. 41st Congress of the European Societies of Toxicology. EUROTOX 2003. Florence (Italy), September 28–October 2003. "Science for safety".
3. ICT X 2004, Tampere. Finland. Living in a Safe Chemical World.
4. Toxicology Letters. Abstracts of EURUTOX 2002. 15–18 September 2002. Budapest Convention Center, Budapest. Hungary.

MODERN TENDENCIES IN THE TOXICOLOGY DEVELOPMENT

Kurlyandskiy B.A.

Russian register of potentially hazardous chemical and biological substances, Moskow, *root@regchem.msk.ru*

The paper highlights the main directions of the development of toxocological sciences.

УДК 574.64(-87)

НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ В УКРАИНЕ

Брагинский Л.П.

Институт гидробиологии НАН Украины,
04210, Киев, проспект Героев Сталинграда, 12,
hydrobiol@igb.ibc.com.ua

Дан обзор важнейших итогов исследований в области водной токсикологии, выполненных в научных учреждениях и вузах Украины с начала 60-х годов XX века до 2002 г. Рассмотрены работы по биотестированию, альготоксикологии, сравнительной токсикологии гидробионтов, токсикологии пестицидов, тяжелых металлов, СПАВ и других токсикантов, математическому моделированию токсических эффектов на экосистемном уровне. Проведены также некоторые результаты исследования эколого-токсикологической ситуации днепровских водохранилищ и Килийской дельты р. Дунай, северо-западного Причерноморья и малых рек Украины. Освещены новые концепции теоретической водной токсикологии.

Водная токсикология как самостоятельное научное направление в гидробиологии (гидроэкологии) начала формироваться в Украине в первой половине прошлого века в трех основных научных центрах: Институте гидробиологии АН УССР, Институте гидробиологии Днепропетровского университета, Институте биологии южных морей (Севастополь), где она, однако, долго квалифицировалась как морская санитарная гидробиология. Только позднее, после образования Одесского филиала ИнБЮМ, там появилось собственное токсикологическое направление. Работы по водной токсикологии проводились также в Харьковском институте ВНИИВО (ныне Институт экологических проблем – УкрНИИЭП), во Львовском, Киевском, Одесском и других университетах.

Общее количество публикаций украинских авторов по проблемам водной токсикологии с середины XX столетия до 2002 г. – не менее 500 (не считая статей и отчетов по "закрытой" до 1991 г. тематике). Сообщения публиковались в "Гидробиологическом журнале", в тезисах и трудах многочисленных республиканских, союзных и международных съездов и конференций, в сборнике "Экспериментальная водная токсикология", выходившем в г. Риге с 1970 по 1986 гг., в тематических сборниках комплексного характера, а также представлялись в виде диссертационных работ. Полную библиографическую сводку этих работ на данном этапе составить невозможно, тем более дать их полный и всесторонний анализ, поэтому остановимся на наиболее важных направлениях исследований.

Методы водной токсикологии разрабатывались для лабораторных исследований (в частности, ведение культур водорослей и беспозвоночных), проведения экспериментов на модельных экосистемах и малых водоемах; полевых наблюдений и мониторинга; использовались методы двух- и трехфакторного эксперимента на водных организмах; созданы образцы новой аппаратуры для исследований функциональных реакций гидробионтов.

На протяжении 70–90-х годов XX века с помощью метода хронического биопродукционного эксперимента на тест-культурах Cladocera [39], разработанного в Институте гидробиологии НАН Украины, проведен обширный цикл исследований по оценке хронической токсичности для планктонных рачков в ряду поколений многочисленных продуктов органического синтеза, пестицидов разных классов, поверхностно-активных веществ и синтетических моющих средств (СМС), различных импортных препаратов и минеральных удобрений, тяжелых и переходных металлов, стимуляторов роста растений, а также загрязненных природных вод рек Дуная, Днестра и Днепра, вытяжек из донных отложений (ДО) днепровских водохранилищ [4, 7, 17–21, 28, 46, 47, 53–60].

Результаты исследований показали, что хронические токсические эффекты воздействия малых концентраций токсикантов с наибольшей полнотой и яркостью вырисовываются в ряду поколений гидробионтов с коротким жизненным циклом, с максимумом проявления в IV–V поколениях, и выражаются в снижении плодовитости (продуктивности) тест-культур, удлинении периодов эмбрионального и постэмбрионального развития, сокращении продолжительности жизни, увеличении

числа уродств и рождении нежизнеспособных особей, а также в ряде специфических реакций, например, в образовании двойного карапакса, затрудняющего линьку и приводящего к гибели рачков, и в глубоких нарушениях хромосомного аппарата (генотоксический эффект).

При использовании в биотестировании различных видов Cladocera выявлено, что традиционный тест-объект *Daphnia magna* далеко не всегда дает адекватные результаты, и что значительно большей чувствительностью к токсикантам обладают такие виды как *Chydorus sphaericus, Moina rectirostris, Bosmina longirostris, Daphnia longispina* [55].

В середине–конце 90-х годов XX века в Одесском отделении ИнБЮМ разработаны методики биотестирования на гипергалинных беспозвоночных (артемия), проведена апробация распространенных европейских биотестов (так называемых токскитов[1]), испытан новый перспективный тест-объект – ветвистоусый рачок *Wlassicsia pannonica* Daday [17–21, 35–38]. Создан музей тест-культур.

Методы биотестирования сточных вод разработаны и реализуются в Институте экологических проблем [28]. Результаты работ лаборатории биологических исследований этого института представлены в статье А.Н. Крайнюковой.

В Львовском университете разработан большой набор биотестов на инфузориях, чувствительность которых намного выше, чем планктонных ракообразных, а количество откликов, по которым определяется токсический эффект, намного больше. Там же предложен комплекс физиолого-биохимических методик для биотестирования [41, 61].

Токсикологические аспекты проблемы "цветения" воды, вызванного синезелеными водорослями, длительное время находились в центре внимания исследователей Института гидробиологии, что было обусловлено огромными масштабами "цветения" в водохранилищах днепровского каскада и

[1] Токскиты – тест-культуры, получаемые из эфипипумов, спор, цист и других скрытых форм жизни. Из них выводят при подогреве дефинитивные формы водорослей и беспозвоночных. Предлагается микроаппаратура для биотестирования. Метод разработан в Бельгии проф. Персуне (Гентский университет) и широко используется в европейских лабораториях.

директивными указаниями по разработке этой проблемы, которая утратила остроту только к середине 90-х годов XX столетия.

Большой вклад в решение этой проблемы внесли работы альгофизиологов по выделению и изучению (совместно с токсикологами-гигиенистами) действия этих токсинов на теплокровных животных [43, 44, 47]. Исследования завершились созданием биотехнологии использования водорослевых токсинов: были разработаны и реализованы два новых высокоэффективных медицинских препарата – альгофин и финальгон, обладающие бактерицидным и болеутоляющим действием, которые нашли применение в хирургической клинике и распространяются в аптечной сети Украины.

Токсическое действие биологически активных веществ синезеленых водорослей на рыб исследовали сотрудники отдела физиологии водных животных ИГБ. Один из важнейших аспектов работ – расшифровка механизма так называемой гаффской (юксовско-сартландской) болезни, поражающей не только рыб, но и теплокровных животных, включая и человека. Она была диагностирована как B_1-авитаминоз (аналог известной болезни "бери-бери"), возникающий вследствие угнетения функции фермента тиаминазы, ответственного за нормальный обмен витамина B_1, под влиянием токсинов синезеленых водорослей и резкого снижения активности биохимических процессов на молекулярном уровне [25, 31, 32]. Показано также [1], что при интоксикации у рыб и беспозвоночных возникает кислородный дефицит и нарушаются окислительно-восстановительные процессы, что компенсируется переходом на аэробный тип дыхания за счет гликолиза (рис. 1).

Альгициды и гербициды. Работы в этом направлении начаты в связи с поисками химических средств борьбы с "цветением" воды – альгицидов [48, 49]. После выполнения огромного объема комплексных работ по использованию альгицидов, в которых участвовали химики-органики, синтезировавшие новые биоцидные препараты, альгологи, гидробиологи, микробиологи, гидрохимики, токсикологи-экспериментаторы и гигиенисты, конечный вывод исследований оказался отрицательным. Главные экологические последствия применения альгицидов на водоемах: токсичность для

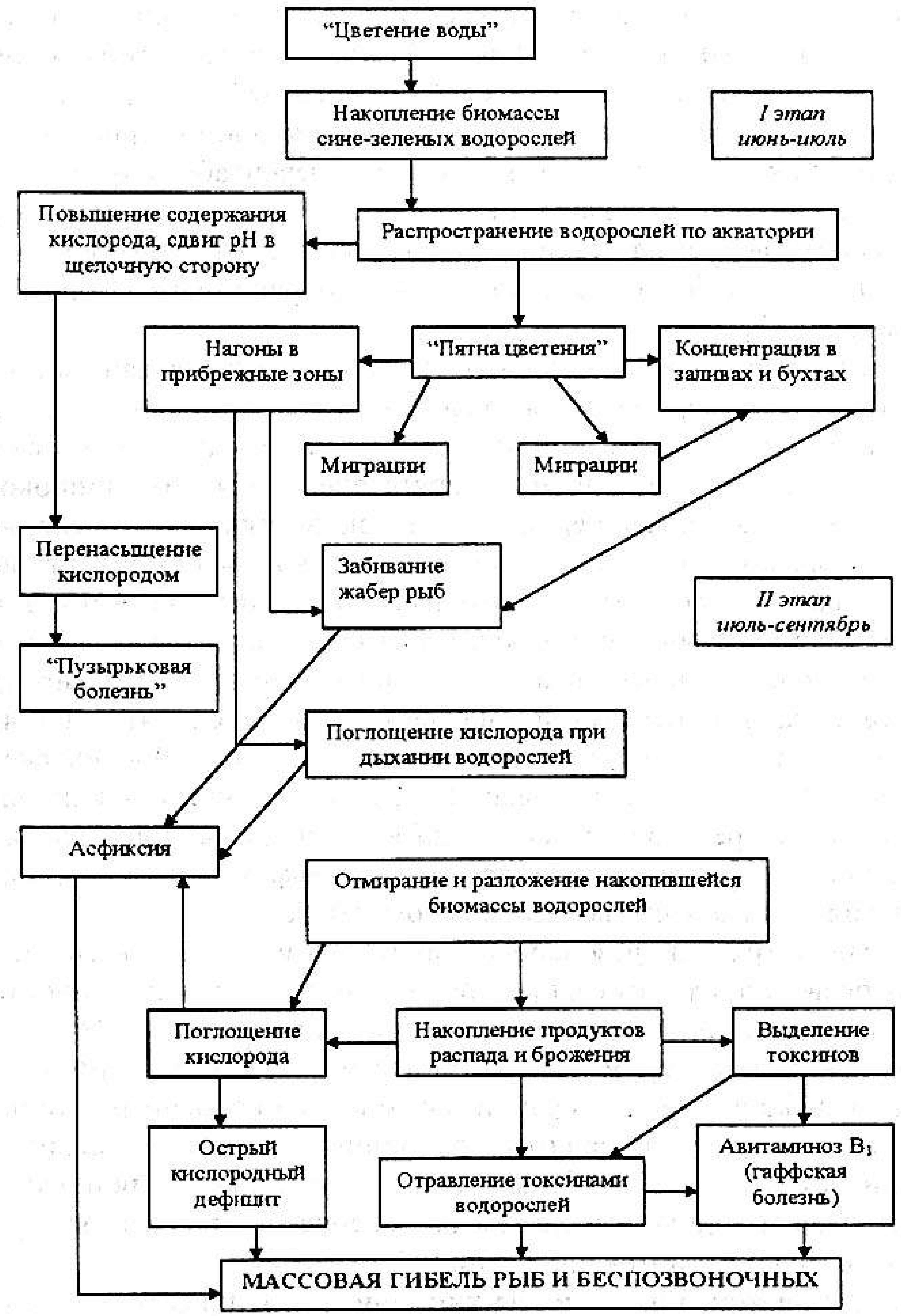


Рис. 1. Схема губительного действия синезеленых водорослей на рыб (в условиях днепровских водохранилищ).

беспозвоночных и рыб, возникновение глубокого кислородного дефицита при отмирании водорослей, отравленных химикалиями, быстрая адаптация возбудителей "цветения" к альгицидам, нечувствительность старых ослизненных колоний синезеленых водорослей к токсикантам, экономическая нерентабельность.

Альгициды признаны приемлемыми лишь для обработки небольших водоемов технического назначения, декоративных водоемов и для борьбы с водорослевым обрастанием градирен и водоводов [51].

Экспериментальные работы с гербицидами на каналах юга Украины подтвердили выводы о нецелесообразности их использования. Хотя мелиоративный эффект гербицидов выражен очень отчетливо, главным препятствием для их широкого применения оказалась недостаточная экономичность, поскольку для подавления вегетации основных макрофитов-зарастателей (тростника и рогоза) необходимы большие концентрации гербицидов – порядка сотен кг/га. В то же время было показано [34], что тростник накапливает гербициды (и другие токсиканты) в корневищах. При отмирании макрофитов они переходят в ДО, что приводит к их многолетнему изъятию из биотического круговорота, т.е. заросли высших водных растений – наиболее эффективное средство детоксикации водной среды. Для борьбы с зарастанием прудов и каналов более эффективным оказался биологический метод – вселение белого амура.

Несмотря на разочаровывающие результаты, весь цикл работ позволил отработать принципы и методы токсикологической оценки (скрининга) новых продуктов органического синтеза, наблюдений и экспериментов на модельных водоемах и получить ценную информацию по сравнительной токсикологии различных химических средств защиты растений – неорганических и органических по закономерностям откликов популяций, биоценозов и водных экосистем на токсические воздействия [47, 48], а также по ихтиотоксикологии [27].

Токсикология инсектицидов. Широкомасштабное применение пестицидов в сельском хозяйстве, развернувшееся в эпоху "большой химии" (60–80-е годы XX века), привело к интенсивному пестицидному загрязнению вод Украины, особенно южных и западных регионов. В этой ситуации вместо задачи

применения пестицидов для решения острых водохозяйственных проблем возникла другая, гораздо более серьезная проблема – токсикологический мониторинг и защита водоемов и водотоков от пестицидов различной химической природы.

По данным работ Института гидробиологии, наиболее распространенными и опасными для гидробионтов оказались в тот период хлорорганические инсектициды – ДДТ, его производные (ДДД, ДДЭ) и ГХЦГ (гексахлоран), особенно широко применявшиеся в сельском хозяйстве. Исследованиями химиков и токсикологов [27] выявлены многочисленные источники пестицидного загрязнения малых рек (притоков р. Днепр) – предприятия сахарной промышленности, перерабатывающие сахарную свеклу, прошедшую на плантациях обработку инсектицидами, и другие предприятия пищевой промышленности. Остатки хлорорганических пестицидов (ХОП) обнаружены даже в реках, считавшихся идеально чистыми. В 80-е годы XX века было детально исследовано пестицидное загрязнение биоты Килийского рукава р. Дунай и накопление ХОП в рыбах [15, 33].

Для водохранилищ р. Днепр особенно опасным источником пестицидов оказался киевский завод ядохимикатов "Кристалл", который ежегодно с 1949 по 1979 гг. сбрасывал в р. Днепр со сточными водами до 200 т ДДТ. Это, естественно, привело к накоплению инсектицидов в экосистемах водохранилищ и через пищевые цепи – в липидосодержащих органах и тканях рыб (мозгу, печени, висцеральном жире), что в конечном итоге в начале 70-х годов XX века вылилось в экологическую катастрофу – массовую гибель хищных рыб (преимущественно судака) в водохранилищах днепровского каскада [10]. Натурные и экспериментальные исследования, выполненные отделом водной токсикологии Института гидробиологии в содружестве с УкрНИИРХом, позволили разобраться в механизмах формирования хронического кумулятивного ДДТ-токсикоза хищных рыб и его последствиях.

Кумуляция остатков ядохимикатов и других токсикантов в ДО водохранилищ р. Днепр привела к токсификации илов, а в последние годы XX столетия вылилась в новое бедствие. Вследствие сверхинтенсивной эксплуатации днепровских ГЭС для компенсации дефицита электроэнергии в стране и связанного с этим резкого возрастания скорости течения начали взмучиваться токсичные илы, возник дефицит кислорода, т.е. сложилась заморная ситуация, приведшая к массовой гибели рыб в зимнее время (рис.2).

Общие итоги работ по проблемам токсикологии пестицидов нашли отражение в монографиях [2, 7, 10, 11] и в большом числе статей, опубликованных в разное время в журналах "Водные ресурсы", ДАН СССР, "Известия АН СССР", ДАН УССР, в "Гидробиологическом журнале", материалах и трудах республиканских, всесоюзных и международных симпозиумов и конференций, съездов ВГБО, в серии "Экспериментальная водная токсикология" и в ряде зарубежных изданий.

В 2002 г. подведены итоги 18-летних работ коллектива Лаборатории охраны окружающей среды Львовского университета на прудах западного региона Украины и Краснодарского края России, подверженных загрязнению пестицидами, в особенности "рисовыми" гербицидами (ялан, сатурн и др.), и тяжелыми металлами. Эти исследования впервые позволили связать токсичность воды и ряд гидробиологических показателей структурно-функциональной организации сообществ: Р/В-коэффициент, индексы Шеннона, Пантле–Букка и др. Показано, что наиболее эффективный индикатор токсического загрязнения – микрозоопланктон (инфузории и коловратки), на который ранее не обращалось должного внимания [14, 62].

Токсикология тяжелых металлов. На современном этапе на первый план выходит проблема загрязнения вод тяжелыми металлами, которым в работах украинских токсикологов в разное время уделялось значительное внимание. Большое методическое значение в этом вопросе имеют работы гидрохимиков [29, 30], убедительно доказавших, что в природных водах тяжелые металлы существуют в трех формах: ионной (токсичной), адсорбированной на взвесях (которые в конечном счете осаждаются в донные отложения и сорбируются илами) и закомплексованной (нетоксичной), образующейся при взаимодействии металлов с органическим веществом воды, донных отложений, экскретами и метаболитами гидробионтов, органикой сточных вод. Это существенно меняет представления о предельно допустимых концентрациях тяжелых металлов и заставляет

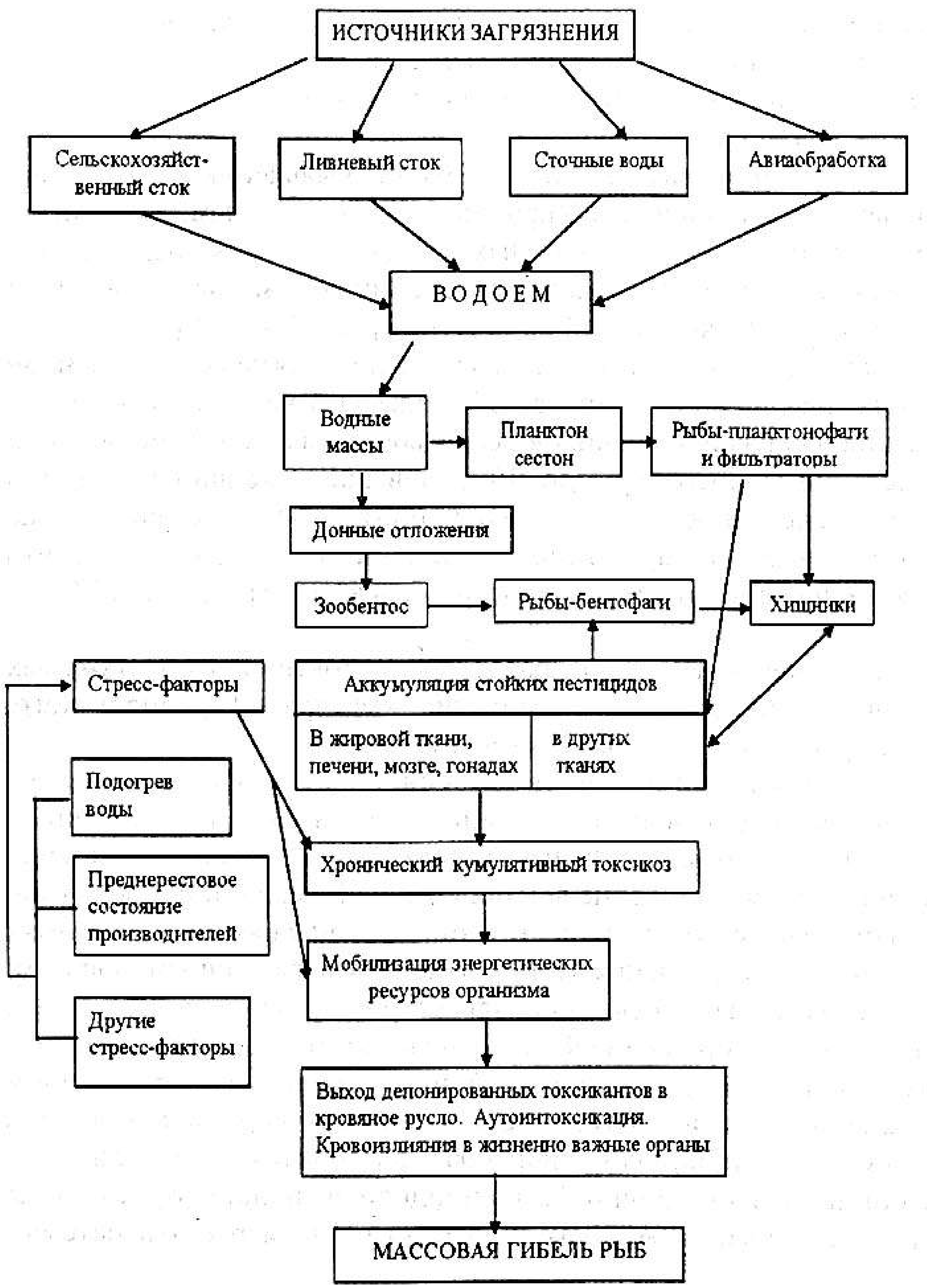


Рис. 2. Схема формирования кумулятивного токсикоза хищных и бентосоядных рыб при накоплении стойких (хлорорганических) пестицидов.

пересматривать также экспериментальные методики, на которых зиждется установление этих ПДК, а также постановку и интерпретацию результатов экспериментов по токсикологии тяжелых металлов.

Мониторинговые исследования по выявлению содержания тяжелых металлов в водах Украины (и за ее пределами), а также в илах, рыбах и беспозвоночных осуществлялись под эгидой Дунайской лимнологической ассоциации во время проведения международных экспедиций по р. Дунай [22, 23, 45, 50].

Экспериментальные работы были связаны с оценкой влияния повышенной температуры воды на токсичность тяжелых металлов для различных видов беспозвоночных. Показано, что при возрастании температуры до 30°С и выше токсичность меди и цинка возрастает уже не по закону Вант-Гоффа, а скачком – на один–два порядка, а кадмия – даже на три порядка [7], что существенно при оценке опасности сброса подогретых вод ТЭС и АЭС.

В последние годы работы по токсикологии тяжелых металлов проводятся на нескольких кафедрах Тернопольского, Житомирского и Сумского университетов.

Продукционная токсикология. Значительное внимание уделено исследованиям по влиянию пестицидов на первичную продукцию водоемов. Эксперименты на модельных водоемах показали, что соотношение величин валовой первичной продукции (валового фотосинтеза) и деструкции фитопланктона в условиях токсического загрязнения могут изменяться различным образом: для загрязненных водоемов характерно резкое преобладание деструкции над продукцией, сдвиг баланса между ними от нормы, равной единице, до величин, близких к нулю. При полном подавлении того и другого процесса (например, под влиянием диурона – гербицида-ингибитора фотосинтеза, обладающего альгицидной, зооцидной и бактерицидной активностью) наступает состояние, обозначаемое как "экологическая смерть экосистемы" [3].

Исследования сотрудников Киевского университета [12, 24] показали, что под влиянием тяжелых металлов (меди, цинка, свинца и никеля) резко снижается первичная продукция (интенсивность фотосинтеза) водных растений (элодеи, ряски, сальвинии), нитчатых водорослей (осцилляторий), а у рыб (гуппи) – коэффициенты K_1 и K_2, т.е. угнетается и конечная продукция.

В натурных условиях существенные сдвиги величины A/R в сторону преобладания над продукцией выявлены в зонах интенсивного загрязнения сточными водами городов Запорожье и Днепропетровско-Запорожском и Каховском водохранилищах [52].

Другие токсиканты. Большой цикл работ по токсикологии СПАВ и СМС был проведен в Институте гидробиологии в конце 70-х – начале 80-х годов XX века. В содружестве с химическими институтами – разработчиками новых моющих средств испытаны на токсичность представители многих классов органических соединений, показана связь между структурой СПАВ, их токсичностью и моющими свойствами, выбракованы многие токсичные для гидробионтов препараты, прослежены механизмы биодеградации СПАВ, в частности, установлена роль водных микроорганизмов в этом процессе, причем особенно активными деструкторами оказались микроорганизмы, выделенные из зарослей погруженных растений. Основные итоги этих исследований, помимо многочисленных отдельных публикаций, отражены в работе [46].

Математические модели, базы и банки данных. Важнейший результат математического моделирования натурных экспериментов с токсикантами (на малых водоемах и мезокосмах) – установление трех критических точек устойчивости водных экосистем [13]. Для первой характерен широкий диапазон колебаний численности и биомассы планктона ("раскачивание"), для второй – скачкообразная смена доминант, для третьей – "расструктуривание" биоценозов – состояние "хаоса", которое при длительном и устойчивом действии токсиканта может переходить в состояние "экологической смерти", или же экосистема постепенно восстанавливается за счет внутренних ресурсов (цисты, споры, эфиппиумы, остаточные концентрации водорослей и т.п.), причем формируется новая структурно-функциональная организация, с новыми доминантами. Это – универсальный принцип, отражающий особенности откликов природных экосистем на антропогенные воздействия. [1]

Математические модели позволяют прогнозировать возможные ближайшие и отдаленные последствия токсификации (например, это сделано для Балтийского моря). Разработаны также программы для оценки и прогнозирования эколого-токсикологической ситуации различных водных объектов.

Натурные исследования 70–80-х годов XX века. В связи с проектированием в 70-х годах водохозяйственного комплекса "Дунай-Днепр", связанного с межбассейновой переброской части стока р. Дунай в р. Днепр ("двойник" проекта поворота стока северных рек), большой коллектив исследователей различного профиля по настоянию проектантов переключился на изучение экологической ситуации рек Дунай (Килийской дельты), Днестр и лиманов северо-западного Причерноморья по проектировавшейся трассе канала. Роль токсикологов здесь была особенно ответственной, поскольку рассматривалась переброска в р. Днепр вод сильно загрязненных рек Дунай и Днестр, и прохождение проектируемого канала по территориям, чрезвычайно загрязненным пестицидами (Одесская, Херсонская, Николаевская области). В этой зоне работали Институт гидробиологии, ВНИИГИНТОКС, Одесские научные организации, ЦНИИКИВР, ЮгНИРО и др.

При разработке темы "Научные основы оценки и прогнозирования эколого-токсикологической ситуации водных экосистем Северного Причерноморья" были решены следующие задачи:

– разработана и реализована концепция токсикологического статуса водной экосистемы или уровня токсического загрязнения (УТЗ) экосистемы, предусматривающая использование в качестве объектов токсикологического (химико-биологического) анализа не только водных масс, но и ДО, и гидробионтов различных трофических уровней; выявлены источники загрязнения водных объектов; учтены сведения о водопотреблении и водоотведении, объеме и химическом составе промышленных и городских

[1] Аналогичные ситуации неоднократно возникали при экологических катастрофах, вызванных аварийными сбросами сточных вод, например в Новоднестровском водохранилище после отравления его солями калия (1983 г.); однако, экосистема рано или поздно восстанавливается вследствие репаративного эффекта биосферы и процессов самоочищения и детоксикации.

сточных вод, а также оценена их токсичность на основе методов биотестирования, что дает картину эколого-токсикологической ситуации (ЭТС) водного объекта целого региона [9, 52];

– для получения соответствующей информации использованы современные химические методы: газовая хроматография (определение пестицидов); хемолюминесцентные и кинетические методы (определение тяжелых металлов); применены методы биотестирования, включая хронические тесты [3]; биоиндикации и выявлены виды-мониторы токсического загрязнения; протестированы вытяжки из ДО [59];

– концентрация токсикантов в водном объеме рассмотрена в пространственно-временной динамике, причем для характеристики их распределения в ДО предложены графические методы – изотоксы и блок-схемы, отражающие динамику, распределение, миграционные пути и зоны концентрирования токсикантов, как основа для дальнейшего математического моделирования;

– для полноценной характеристики ЭТС признано необходимым устанавливать соответствие концентраций токсикантов величинам ПДК и ЛПВ и рассчитывать на основании аналитических данных следующие коэффициенты:

1) накопления (КН) – отношение содержания токсикантов в гидробионтах (макрофитах, крупных беспозвоночных, рыбах) к их содержанию в воде;

2) донной аккумуляции (КДА) – отношение содержания токсикантов в ДО (главным образом в илах) к их содержанию в воде;

3) адсорбции токсикантов взвесями (КАВ);

4) донной биологической аккумуляции (КДБА) – отношение концентрации токсикантов в донных животных (моллюсках и др.) к их содержанию в ДО;

5) биологической аккумуляции (КБА) в трофических цепях разного уровня.

Такой многосторонний анализ дает возможность классифицировать водные экосистемы по показателю УТЗ, выявлять тенденции перехода экосистем из одного класса в другой (экотоксикологические сукцессии) при существующих условиях и при различных вариантах проектных решений, связанных с воздействием на водные объекты, изменением их водного и гидрологического режимов и водоохранными мероприятиями.

Итог таких исследований – токсикологический прогноз как один из компонентов оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС), которая под давлением экологов признана научно-технической общественностью необходимой составной частью гидротехнических проектов наряду с технико-экономическим обоснованием (ТЭО), технико-экономическим докладом (ТЭД) и технико-экономическими расчетами (ТЭР).

В процессе этих разработок гидробиологам и экотоксикологам приходилось осваивать инженерные подходы к проектированию, а инженерам-проектантам разбираться в новых для них экологических, в том числе экотоксикологических проблемах.

Рассмотренные подходы реализованы в исследованиях на всем протяжении проектировавшейся трассы канала "Дунай-Днепр": на Килийском рукаве р. Дунай как базовом источнике водоснабжения [15, 22, 23,] и на участке р. Дунай от устья до городов Братиславы и Вены [45], в низовьях р. Днестр и Днестровском лимане [50], Днепровско-Бугском, Березанском, Хаджибейском лиманах и водохранилище Сасык [61].

В связи с прекращением проектных работ после распада СССР эти исследования также прекратились, но разработанные методы и полученные материалы могут служить исходным фоном и принципиальным руководством для дальнейших исследований эколого-токсикологической ситуации в низовьях р. Дунай и водоемах северо-западного Причерноморья.

В последние годы этот регион находится под контролем Одесского филиала Института биологии южных морей. В числе важнейших работ этого коллектива есть монография [26], в которой обобщены итоги исследований экологической катастрофы, вызванной сбросом цианидов и тяжелых металлов из румынской части р. Дунай.

Экотоксикологические аспекты чернобыльской аварии. Крупномасштабные комплексные исследования на водохранилищах днепровского каскада проводились с первых дней чернобыльской аварии. В них принимали участие специалисты многих профилей. В центре внимания были,

разумеется, радиоэкологические проблемы, однако определенное внимание уделялось и химическим, в первую очередь свинцу, в связи с его интенсивным применением для гашения аварийного четвертого блока АЭС. Важнейшие итоги этих работ отражены в монографиях [40, 41].

В ходе мониторинга Киевского и Каневского водохранилищ (80–90-е годы XX века) выявлен новый токсический фактор – катионные ПАВ, широко применявшиеся для дезактивации территорий ЧАЭС и постепенно вымывавшиеся в Киевское водохранилище. Они не разлагаются и продолжают циркулировать в водохранилище.

Появление катионных ПАВ и их концентрирование в приплотинных зонах отмечено в 1991–1995 гг. во всех нижерасположенных водохранилищах днепровского каскада – от Каневского до Каховского, причем локальные концентрации многократно превышали ПДК.

Акцент экспериментальных работ с использованием двух- и трехфакторного воздействия сделан на выявлении совместного влияния радионуклидов, СПАВ и свинца на гидробионтов (главным образом, на тест-культуры дафний).

Современное состояние водной токсикологии в Украине. На Киевском и Каневском водохранилищах в 2001 г. начаты работы по изучению раковых заболеваний хищных рыб (особенно судака и щуки), обусловленных, по-видимому, совокупным действием радиационных и токсических факторов как отдаленным последствием чернобыльской аварии [16].

Обнаружен высокий уровень онкозаболеваемости хищных рыб в сочетании со значительным уровнем инвазированности паразитами. В паразитологических исследованиях изучается также взаимодействие паразитарного и токсического факторов в этиологии и патогенезе болезней рыб, в том числе токсикопаразитозы и взаимоотношения "хозяин-паразит" в условиях токсического загрязнения водной среды. Опубликовано методическое пособие "Экологическая экспертиза причин массовой гибели рыб" [8].

Опубликована большая монография Львовской лаборатории охраны окружающей среды "Гидроэкологическая токсикометрия и биоиндикация загрязнений" [14]. В 1999 г. вышел из печати

"Русско-украинско-английский гидроэкологический словарь" [42]. В нем значительное место занимает терминология водной токсикологии. В вышедшем в 2001 г. фундаментальном учебнике В.Д. Романенко "Основы гидроэкологии" есть специальная глава по водной токсикологии [40]. Лабораторией биологических исследований Института экологических проблем в течение 90-х годов XX века разработано и внедрено 19 руководящих нормативных документов, утвержденных Министерством охраны окружающей среды Украины (методики биотестирования на планктонных ракообразных, инфузориях, бактериях, микроорганизмах и рыбах) по контролю токсичности природных и сточных вод и оценке качества воды, оценке генотоксичности. Данные документы имеют статус государственных стандартов.

На трех прошедших в 90-е годы XX столетия конференциях Украинского гидроэкологического общества (преемник Украинского филиала ВГБО) был представлен и токсикологический блок. Докладывавшиеся на этих конференциях работы охватывают широкий спектр проблем: методы биотестирования и их применение для решения конкретных задач, влияние токсикантов на различные компоненты гидробиоты, региональные исследования различных водных объектов Украины, физиолого-биохимические механизмы действия токсикантов на рыб и других гидробионтов, итоги токсикологических испытаний новых препаратов различных классов и назначения, продукционно-биологические эффекты токсикантов, адаптации рыб к токсикантам, оценку токсичности ДО (по вытяжкам) и многие другие вопросы. На первой конференции (Киев, 1993) было сделано 18, на второй (Киев, 1997) – 28, на третьей (Тернополь, 2001) – 32 доклада токсикологического профиля. Большинство докладчиков последней конференции – молодые ученые в возрасте не старше 30 лет. Это дает основание надеяться на более быстрый прогресс водной токсикологии в Украине, затормозившийся в условиях переходного периода 90-х годов прошлого века.

Теоретические разработки в области водной токсикологии, опубликованные в последние годы, включают концепцию балльной оценки токсичности воды и ДО [14], закономерности круговорота, трансформации и эффектов воздействия токсикантов

в водной среде [5], развитие представлений об антропогенно инициированных цепных реакциях в водных экосистемах [5, 6], позволяющих интерпретировать протекание биологических и гидрохимических процессов в условиях токсификации в пространстве и времени в виде блок-схем.

Вопросы водной токсикологии регулярно освещаются в "Гидробиологическом журнале" и его англоязычной версии, издаваемой в США ("Hydrobiological Journal"). За 2000–2002 гг. опубликовано 22 работы украинских водных токсикологов.

Все изложенное свидетельствует о весомом вкладе водных токсикологов Украины в развитие этой молодой, но крайне важной для человечества науки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Биргер Т.И.* Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. Киев: Наук. думка, 1979. 189 с.
2. *Брагинский Л.П.* Пестициды и жизнь водоемов. Киев: Наук. думка, 1972. 225 с.
3. *Брагинский Л.П.* Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. 1988. Т. 24. № 3. С. 53–61.
4. *Брагинский Л.П.* Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 6. С. 66–79.
5. *Брагинский Л.П.* Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34. № 6. С. 72–94.
6. *Брагинский Л.П.* Антропогенно инициированные цепные реакции в пресноводных экосистемах и их роль в формировании биопродуктивности и качестве воды // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Матер. междунар. науч. конф., 20–25 сент.1999 г., Минск-Нарочь. Минск: 2000. С. 25–39.
7. *Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П.* Пресноводный планктон в токсической среде. Киев: Наук. думка, 1987. 179 с.

8. *Брагинский Л.П., Давыдов О.Н.* Экологическая экспертиза причин массовой гибели рыб. Киев: Изд-во Ин-та зоол. НАН Украины, 1996. 128 с.
9. *Брагинский Л.П., Комаровский Ф.Я., Линник П.Н. и др.* Эколого-токсикологическая ситуация в водной среде: основные принципы оценки и прогнозирования // Гидробиол. журн. 1989. Т. 24. № 5. С. 91–101.
10. *Брагинский Л.П., Комаровский Ф.Я., Мережко А.И.* Персистентные пестициды в экологии пресных вод. Киев: Наук. думка, 1979. 140 с.
11. *Врочинский К.К., Мережко А.И., Телитченко М.М.* Гидробиологическая миграция пестицидов. М.: Изд-во МГУ, 1980. 120 с.
12. *Гандзюра В.П.* Продукционно-биологические критерии оценки токсичности // Вторая Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии, С.-Петербург, 1–2 ноября 1991 г. СПб., 1991. С. 285–286.
13. *Георгиевский В.Б.* Математическое моделирование действия токсикантов на экосистему // Формирование и контроль качества поверхностных вод. Киев: Наук. думка, 1975. Вып. I: Водная токсикология. С. 15–25.
14. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень Львів: Світ, 1995. 438 с.
15. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Киев: Наук. думка, 1993. 328 с.
16. *Давыдов О.Н., Исаева Н.М., Куровская А.Я., Базеев А.* Роль токсических загрязнений в опухолеобразовании у рыб (обзор) // Гидробиол. журн. 2001. Т. 37. № 5. С. 81–97.
17. *Дятлов С.Е.* Роль и место биотестирования в комплексном мониторинге загрязнения морской среды // Экология моря. 2000. Вып. 51. С. 83–87.
18. *Дятлов С.Е., Петросян А.Г.* Норма реакции лабораторной культуры *Phaeodactylum tricornutum* Bohl. на абиотические факторы. 1. Чувствительность к стандартному токсиканту бихромату калия // Альгология. 2000. Т. 10. № 1. С. 32–35.
19. *Дятлов С.Е., Петросян А.Г. Phaeodactylum tricornutum* Bohl. (Chrysophyta) как тест-объект. Диапазон соленостной резистенции // Альгология. 2001. Т. 11. № 2. С. 259–264.

20. *Дятлов С.Е., Петросян А.Г. Phaeodactylum tricornutum* Bohl. (Chrysophyta) как тест-объект. Общие положения // Альгология. 2001. Т. 11. № 1. С. 145–155.
21. *Дятлов С.Е., Петросян А.Г., Ходаков И.В. и др.* Экспериментальная оценка качества прибрежных вод и донных отложений методами биотестирования // Исследования экосистемы Черного моря: Сб. науч. тр. УкрНЦЭМ. 1994. Вып. 1. С. 141–148.
22. *Евтушенко Н.Ю., Брень Н.В., Сытник Ю.И.* Содержание тяжелых металлов у беспозвоночных р. Дунай // Ред. Гидробиол. журн. Киев, 1989. 14 с. Деп. в ВИНИТИ. 30.08.1989, № 562–89.
23. *Евтушенко Н.Ю., Сытник Ю.И.* Тяжелые металлы в моллюсках и рыбах Дуная: Матер. I Междунар. компл. эксп. по изучению Дуная, март 1998 г. // Ред. Гидробиол. журн. Киев, 1989. С. 103-175. Деп. в ВИНИТИ. 09.01.1989, № 210 В-89.
24. *Игнатюк А.А.* Зависимость продукционно-энергетических показателей биосистем от уровня загрязнения среды тяжелыми металлами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1999. 20 с.
25. *Карасина Ф.М.* Влияние тяжелых металлов и синтетических поверхностно-активных веществ на физиолого-биохимические показатели пресноводных беспозвоночных: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1991. 24 с.
26. Килийская часть дельты Дуная весной 2000 г.: Состояние экосистем и последствия техногенных катастроф в бассейне. Одесса: НАН Украины, Одес. фил. Ин-та биол. южных морей, 2001. 126 с.
27. *Комаровский Ф.Я.* Закономерности накопления пестицидов в трофических цепях водохранилищ и его токсикологические последствия для рыб: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1984. 42 с.
28. *Крайнюкова А.Н.* Биотестирование в системе оценки и контроля источников токсического загрязнения водной среды: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Купавна, 1991. 39 с.

29. *Линник П.Н.* Состояние металлов и основные закономерности их миграции в поверхностных водах Украинской ССР: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М.,1989. 36 с.
30. *Линник П.Н., Набиванец Б.И.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 270 с.
31. *Маляревская А.Я.* Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного эвтрофирования. Киев: Наук. думка, 1979. 254 с.
32. *Маляревская А.Я.* Биохимические механизмы интоксикации гидробионтов // Эксперим. вод. токсикол. Рига: Зинатне, 1985. Вып. 10. С. 15–19.
33. *Маслова О.В.* Накопление стойких пестицидов в гидробионтах Килийской части дельты Дуная и их влияние на некоторые функциональные показатели рыб: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1982. 21 с.
34. *Мережко А.И.* Эколого-физиологические особенности высших водных растений и их роль в формировании качества воды: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М. 1978. 46 с.
35. *Петросян А.Г.* Біотестування морської води та донних відкладів північно-західної
частини Чорного моря: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Севастополь, 2000. 20 с.
36. *Петросян А.Г., Дятлов С.Є., Тарасенко А.О., Дятлова О.С.* Біотестування як метод експрес-оцінки токсичності грунтів // Вісн. Одес. нац. ун-ту. 2002.Т.7. Вип.1. С.139–145.
37. *Петросян А.Г., Кошелев А.В., Дятлов С.Е.* Биология и особенности лабораторного культивирования *Wlassicsia pannonica* Daday (Crustacea, Cladocera) // Вестн. Одес. нац. ун-та. 2003. Т. 8. Вып. 1. С. 118–126.
38. *Петросян А.Г., Петросян А.Г., Дятлов С.Е.* Инфузории рода Euplotes как тест-организмы в морском биотестировании. // Экология моря. 2000. Вып. 50. С. 105–108.
39. *Пидгайко М.Л.* Применение продуцкционно-биологической "садковой" методики в исследовании токсичности пестицидов для зоопланктона // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Изд-во МГУ, 1971. С. 169–172.

40. *Романенко В.Д.* Токсичне забруднення та його наслідки для водних екосистем // Основи екології. Киев: Обереги, 2001. С. 432–460.
41. *Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др.* Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Наук. думка, 1992. 194 с.
42. Русско-украинско-английский гидроэкологический словарь-справочник. Киев: Демиур, 1999. 262 с.
43. *Сиренко Л.А., Кирпенко Ю.А., Орловский Н.М., Лукина Л.Ф.* Токсины синезеленых водорослей и организм животного. Киев: Наук. думка, 1977. 249 с.
44. *Сиренко Л.А., Козицкая В.Н.* Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев: Наук. думка, 1988. 266 с.
45. *Сытник Ю.И.* Тяжелые металлы в моллюсках и рыбах Дуная: от устья до Братиславы // Рациональное использование и охрана водных ресурсов: Тез. докл. Всесоюз. симп. молодых ученых, Харьков, 12–13 июля 1990 г. Харьков, 1990. С. 150–151.
46. Токсичность и биодеградация синтетических поверхностно-активных веществ в пресных водах // Ин-т гидробиологии АН УССР. Киев, 1983. 231 с. Деп. в ВИНИТИ.1983, № 3246-83.
47. Формирование и контроль качества поверхностных вод. Киев: Наук. Думка,1975. Вып. 1: Водная токсикология. 154 с.
48. "Цветение" воды. Киев: Наук. думка, 1968. Т.1. 385 с.
49. "Цветение" воды. Вопросы физиологии, биохимии, токсикологии и использования синезеленых водорослей. Киев: Наук. думка, 1969. Т.2. 267 с.
50. *Шебунина Н.А.* Накопление и миграция стойких токсикантов в трофических цепях экосистемы Днепровско-Бугского лимана: Автореф. дис. ...канд. биол. наук Киев, 1984. 20 с.
51. *Шиманский Б.А.* Высшая водная растительность в водоемах-охладителях ТЭС и методы регулирования количества зарослей // Борьба с загрязнением турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. М.: Энергия, 1987. С. 155–174.

52. *Щербак В.И., Емельянова Л.В.* Биоразнообразие и структурно-функциональная организация некоторых компонентов биоты Запорожского и Каховского водохранилищ в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн. 2002. Т.38. № 5. С. 17–25.
53. *Щербань Э.П.*[1] Изменения биологических параметров и показателей продуктивности ветвистоусых ракообразных при хроническом воздействии малых концентраций солей тяжелых металлов и некоторых пестицидов: Автореф. дис. ...канд. биол. наук. Киев, 1973. 26 с.
54. *Щербань Э.П.* Экспериментальная оценка токсичности дунайской воды для Daphnia magna Straus // Гидробиол. журн. 1982. Т. 18. № 2. С. 82–88.
55. *Щербань Э.П.* Сравнительная оценка эффективности биотестирования на разных видах Cladocera // Гидробиол. журн. 1992. Т. 28. № 4. С. 76–81.
56. *Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.М.*. Методика получения вытяжек из донных отложений // Гидробиол. журн. 1994. Т. 36. № 4. С. 100–111.
57. *Щербань Э.П., Коновец И.Н., Арсан О.М.* Действие коллоидной серы на ветвистоусых ракообразных // Гидробиол. журн. 2001. Т. 37. № 1. С. 88–94.
58. *Щербань Э.П., Коновец И.Н., Арсан О.М.* Исследование токсичности алжирского суперфосфата для *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* // Гидробиол. журн. 2000. Т.36. № 5. С. 71–77.
59. *Щербань Э.П., Коновец И.Н., Арсан О.М.* Исследование токсичности купроксила методом биотестирования на ветвистоусых ракообразных // Гидробиол. журн. 2000. Т.36. № 4. С. 44–49.
60. *Щербань Э.П., Линник П.Н., Васильчук Т.А.* Биотестирование токсичности в одной среде, содержащей ионы Cu^{2+} и гуминовые кислоты // Гидробиол. журн. 2002. Т. 38. № 4. С. 70–85.

[1] Цикл последующих публикаций автора (индивидуальных и в соавторстве) по аналогичной тематике включает > 25 работ. Ссылки даны выборочно (более ранние и последних лет).

61. Эколого-токсикологическая и радиоэкологическая ситуация // Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Киев: Наук. думка, 1990. С. 90–106.
62. *Ялынская Н.С., Олексив И.Т., Андрущишин О.П. и др.* Гидробиологические индикаторы токсификации прудов западного региона Украины // Гидробиол. журн. 2002. Т. 38. №4. С. 70–85.

SOME RESULTS OF AQUATIC TOXICOLOGY STUDIES IN UKRAINE

Braginskyi L.P.
Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev, Ukraine
hydrobiol@ igb.ibc.com.ua

A review of the most important results of aquatic toxicology studies provided by scientific institutions and universities of Ukraine since the early sixties of the XX century to the year 2002 is presented.
Studies on bioassay methods; algae toxicology; comparative toxicology of hydrobionts; toxicity of pesticides, heavy metals, surfactants and other toxicants; mathematical modeling of toxic effects at the ecosystem level are considered. Some result of the studies of ecological and toxicological situation in the Dnieper reservoirs, Kilia delta of the Danube, water bodies of the North-West Black Sea region and small rivers of Ukraine are presented. New concepts of theoretical aquatic toxicology are also considered.

2 Заказ 3770

УДК 574.5.08.(26)

ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МОРСКУЮ СРЕДУ И БИОРЕСУРСЫ

Патин С.А.

Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (ВНИРО)

107140 Москва, В. Красносельская ул., 17, *patin@vniro.ru*

Рассмотрены подходы и методы морской экотоксикологии для решения задач оценки антропогенного воздействия (в основном загрязнения) на морские экосистемы и биоресурсы в контексте общей методологии оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС). Предложены шкалы пространственных и временных масштабов воздействия и классификация экологических нарушений в море, а также принципиальная схема ОВОС для разных видов морской деятельности. Выделены характерные фазы развития токсических эффектов в морской биоте в зависимости от интенсивности и времени воздействия. Предложен ряд эколого-токсикологических критериев и порогов для оценки последствий загрязнения, и даны примеры их применения для решения задач ОВОС и прогноза экологических нарушений в море.

Одно из центральных мест в современном арсенале природоохранных средств занимает оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС). Эта процедура системного анализа экологических последствий деятельности человека является сейчас важнейшим механизмом обеспечения экологической безопасности в большинстве стран мира. Вместе с тем надо подчеркнуть, что методология ОВОС и ее практические приложения, в том числе применительно к водным объектам, пока далеки от какой-либо завершенности и до сих пор остаются в сфере активных поисков и дискуссий [10, 12, 17]. В данной работе эта проблема рассмотрена в связи с использованием подходов и методов водной токсикологии для решения задач регламентации и оценки техногенного воздействия (в основном загрязнения) на морские экосистемы и биоресурсы.

Основные методологические трудности и ограничения. Успех оценки состояния любой системы и ее изменений под влиянием внешних воздействий зависит, прежде всего, от системной сложности объекта. Наиболее сложные системы, к которым относятся объекты биосферы (включая экосистемы морей) меняют свое состояние как под воздействием внешних причин, так и за счет их внутренних свойств. Относительная целостность морских экосистем и сообществ поддерживается в основном засчет непрерывных изменений их структурно-функциональной организации и флуктуации большинства биотических и абиотических характеристик, что трактуется иногда как "устойчивая неравновесность". Главный камень преткновения, о который разбиваются до сих пор все попытки разработать какую-либо унифицированную и удобную для практического применения методологию ОВОС для морских водоемов, заключается в исключительной сложности их экосистем и сильной пространственно-временной изменчивости большинства экосистемных параметров. К этому надо добавить разнообразие факторов, ситуаций и типов техногенного воздействия на природу и широкий набор биологических реакций и откликов в экосистемах в ответ на такое воздействие [20].

Другая, не менее серьезная методологическая трудность состоит в обосновании таких показателей и критериев оценки состояния экосистем, которые позволяли бы судить о допустимых пределах их изменений под влиянием деятельности человека на фоне крайне динамичных процессов в морских водоемах и естественной флуктуации их параметров. Здесь мы вторгаемся в одну из наиболее дискуссионных проблем фундаментальной и прикладной экологии, связанную с понятием *устойчивости природных систем*. Одно перечисление известных формулировок этого понятия заняло бы слишком много места. Большинство из них сводятся к тому, что устойчивость системы – это ее способность сохранять свои свойства в условиях действующих внутренних и внешних возмущений [3].

Для условно-равновесных природных систем, к которым в первом приближении можно отнести водные экосистемы, справедлив принцип Ле-Шателье: при внешнем воздействии, выводящем систему из состояния устойчивого равновесия, равновесие смещается в том направлении, при котором эффект внешнего воздействия ослабляется. Иначе говоря, всякая экосистема обладает определенным резервом сопротивления (противостояния, нейтрализации) по отношению к любым неблагоприятным (стрессовым) воздействиям, направленным на ее разрушение. Эти достаточно очевидные исходные представления, подтверждаемые простыми наблюдениями за окружающей нас природой, привели к разработке таких концепций и понятий, как "емкость среды", "экологическая емкость", "ассимиляционная емкость", "биологическое самоочищение", "буферность" водных экосистем и т.д. [5, 15, 22]. Более того – некоторые из этих понятий, например "самоочищающая способность водоемов", были введены в нормативно-правовые документы, а концепция "ассимиляционной емкости" в разных ее вариантах стала по существу краеугольным камнем всей водоохраной стратегии и практики в нашей стране и за рубежом. Отсюда возникли затем системы нормирования качества водной среды (нормативы ПДК) и удаления отходов в водоемы (нормативы ПДС).

Примерно с середины 70-х годов, когда пресноводные водоемы и значительная часть прибрежных морских вод оказались тотально загрязненными, эти системы и концепции стали подвергаться ожесточенной критике как научно несостоятельные и "легализующие" загрязнение. В качестве альтернативы был выдвинут известный "предосторожный" подход с его крайними требованиями "нулевого сброса", запрета ряда видов хозяйственной деятельности и другими предложениями популистского характера [18].

С этим трудно согласиться, поскольку концепция "ассимиляционной емкости" достаточно обоснована во многих работах. Было бы странно, например, отрицать способность морских экосистем трансформировать и нейтрализовать определенные количества загрязняющих веществ без нарушения качества среды и снижения устойчивости экосистем. Сама по себе эта концепция нейтральна и не является индульгенцией для оправдания необоснованных сбросов отходов в водоемы. Все дело в том, как применять эту концепцию и основанную на ней систему регламентации и оценки экологических последствий хозяйственной деятельности. Вместе с тем надо согласиться с

необходимостью расширения арсенала методологических подходов и методических средств ОВОС на основе новых принципов и подходов. К их числу, несомненно, относятся методы и подходы водной токсикологии и морской экотоксикологии.

Общая схема и этапы оценки воздействия. Какой-либо единой общепризнанной методики ОВОС, пригодной для всех видов хозяйственной деятельности, в России (как, впрочем, и в других странах) до сих пор не существует. Традиционно основные принципы ОВОС включают в себя:

- *комплексность* – использование набора разных методов и подходов, позволяющих оценивать разные стороны сложной картины техногенного воздействия на природу;
- *интеграцию* – рассмотрение во взаимосвязи всех аспектов (экологических, технических, экономических, социальных) реализации того или иного проекта;
- *вариантность* – поиски оптимальных природоохранных решений;
- *региональность* – привязка анализа и оценок к конкретным экологическим, социально-экономическим и другим особенностям того или иного региона.

По официальной трактовке [14], "под оценкой воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду понимается процесс, способствующий принятию экологически ориентированного управленческого решения о реализации намечаемой хозяйственной и иной деятельности посредством определения возможных неблагоприятных воздействий, оценки экологических последствий, учета общественного мнения, разработки мер по уменьшению и предотвращению воздействий". Нормативные документы требуют также, чтобы "предполагаемые воздействия были оценены в терминах границ, интенсивности и длительности".

Одна из возможных схем решения задач ОВОС применительно к разным видам хозяйственной деятельности в морской прибрежной зоне и на шельфе показана на рис. 1.

Эта схема была использована для оценки и прогноза экологических последствий при освоении морских нефтегазовых месторождений [12].

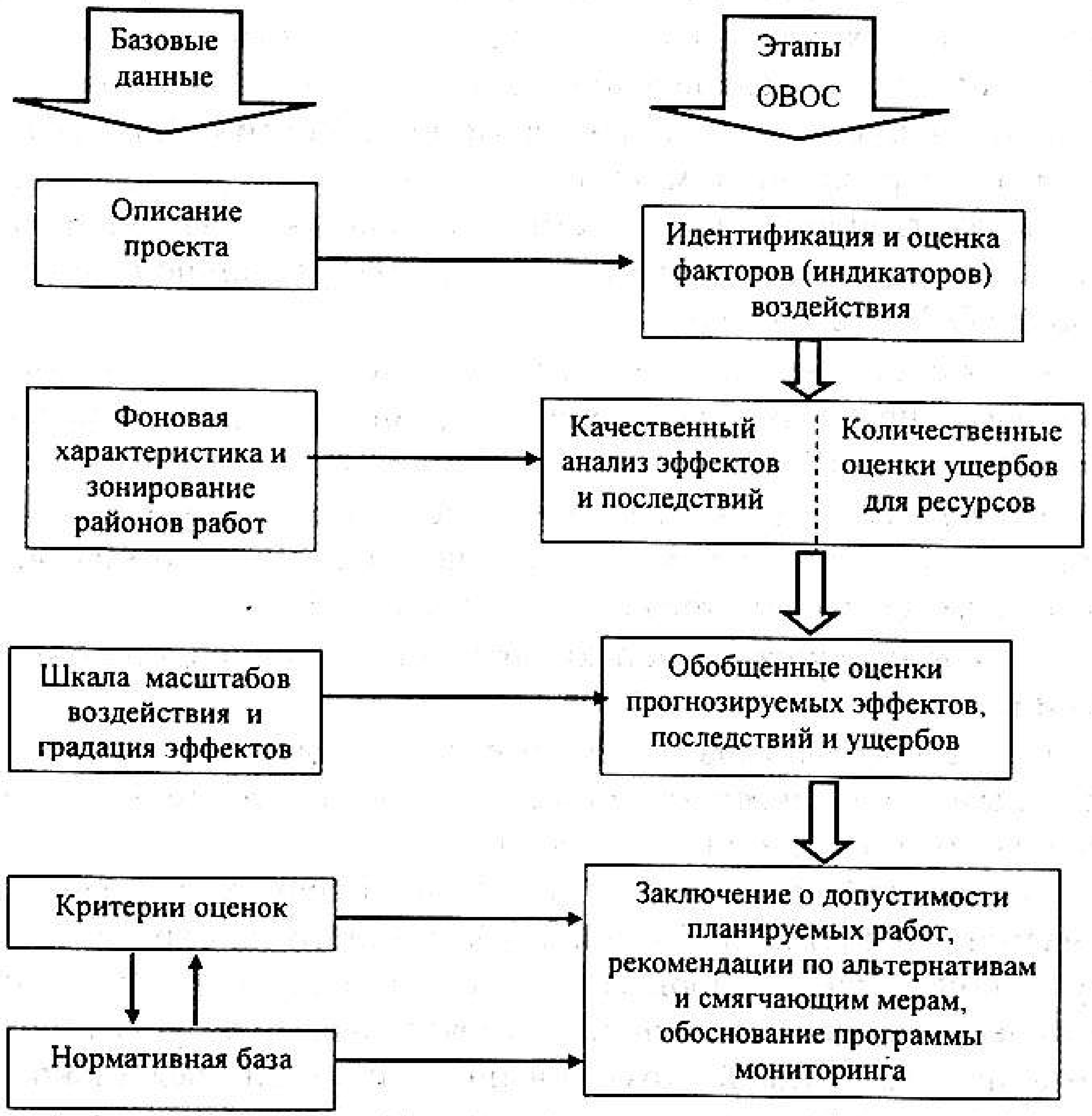


Рис. 1. Принципиальная схема, этапы и последовательность решения задач ОВОС и прогноза экологических последствий хозяйственной деятельности в прибрежной зоне и на шельфе морей.

Предлагаемая схема, с одной стороны, достаточно традиционна и учитывает принятые в России общие нормативно-правовые правила и требования. С другой стороны, в ней заложены элементы и подходы, которые обычно отсутствуют в известных российских и зарубежных системах ОВОС. К их числу можно отнести:

1. Сочетание двух основных подходов к оценке

возможных негативных эффектов, а именно – качественного (непараметрического) анализа и количественных (в том числе нормативных) расчетов предполагаемых потерь (ущербов), что позволяет скорректировать недостатки и ограничения каждого из двух подходов.

2. Введение пространственно-временной шкалы воздействий и градации нарушений по совокупности выделенных показателей.

3. Использование экосистемных (популяционных) критериев и порогов для оценки допустимости возможных эффектов.

4. Использование эколого-токсикологических методов и подходов для характеристики масштабов экологических нарушений в море и количественной оценки ущербов.

Все это в совокупности позволяет снизить неизбежную неопределенность оценок и получить достаточно объективную картину прогнозируемых природных нарушений как при выполнении отдельных видов работ в прибрежной зоне и на шельфе, так и при реализации крупных морских проектов.

В настоящее время в России используется несколько методических подходов к оценке ущерба водным биоресурсам и рыбным запасам, которые зафиксированы в ряде нормативно-методических документов различного статуса [1]. Обычно они предусматривают решение следующих основных задач:

- оценку размеров и параметров зоны поражения (площадь загрязненной акватории, концентрация вредных веществ и др.);
- оценку обилия промысловых и кормовых гидробионтов в зоне поражения;
- оценку потерь (в основном – гибели) организмов в водной толще и на дне;
- определение потенциального вклада погибших промысловых организмов в составе будущих (возможных) уловов.

При расчете итоговых величин ущерба рыбным запасам в стандартные формулы вводятся различные коэффициенты и параметры, учитывающие интенсивность биопродуцирования, промысловый возврат, состояние кормовой базы, нормы стоимости и др. Критический анализ таких методик [7] показывает их неадекватность, необоснованность жесткого закрепления расчетных процедур и необходимость дополнения нормативных методик альтернативными приемами расчетов.

Имеются также предложения по использованию эколого-экономических подходов к оценке рыбохозяйственных ущербов от разных видов деятельности на водоемах. Предлагается, в частности, при расчете ущербов от загрязнения опираться на удельные стоимостные показатели водных биоресурсов и учитывать экологическую уязвимость акваторий, объемы загрязняющих веществ и их опасность [9]. Однако эти и другие предложения такого рода пока не получили статуса официальных методик и находятся в стадии дискуссий.

Ранжирование воздействий и градация эффектов. Важнейшим базовым элементом любой системы ОВОС должны быть наборы шкал для выбранных пространственных и временных масштабов воздействий и их последствий, а также для дифференцированного описания их характера и интенсивности. В этой связи надо констатировать отсутствие каких-либо общепринятых методик таких оценок и неизбежность элементов условности и относительности при любых попытках описать состояние экосистемы или фактора воздействия на нее в категориях "хорошее"–"плохое", "сильное"–"слабое", "допустимое"–"недопустимое" и т.д. Это вполне естественно, поскольку хороших или плохих состояний природных экосистем в принципе не существует. Наши представления о вредности любого техногенного воздействия условны по своей сути, что в полной мере относится к любым экологическим нормам и критериям оценок последствий. В то же время у нас нет другого способа конкретизировать результаты ОВОС и придать им хотя бы полуколичественный вид. В противном случае мы обречены на малопродуктивные попытки текстуальных или иных описаний сложнейших природных систем с бесконечным набором прямых и обратных связей (чаще всего нелинейных) без каких-либо надежных оснований для достижения конечных целей ОВОС и с большим простором для субъективных трактовок и неопределенных оценок.

Один из вариантов шкалы пространственных и временных масштабов воздействия, а также степени его проявления (интенсивности) на разных этапах морских и прибрежных работ приведен в табл. 1. В отличие от других классификаций такого рода [10, 6, 4] предлагаемые градации воздействий и эффектов сопровождаются соответствующими индексами и основаны на критериях и порогах популяционных нарушений. Последние, в свою очередь, опираются на анализ динамики развития стрессовых эффектов в морских экосистемах (см. ниже).

При всей условности такого подхода он позволяет дифференцировать воздействия и их последствия по интенсивности проявлений в различных пространственно-временных масштабах.

Критерии оценок и пороги допустимых воздействий. Как отмечено выше, принципиально важный и до сих пор слабо разработанный аспект всей методологии ОВОС заключается в подборе показателей и критериев для оценки допустимых изменений состояния природной среды. На эту тему, особенно в связи с решением задач экологического нормирования, существует обширная научная литература, однако какого-либо единства мнений по данному вопросу до сих пор нет.

Чаще всего в качестве общего условия допустимости вторжения человека в природу декларируется необходимость обеспечения устойчивости природных экосистем и биоресурсов. Для конкретизации этого довольно расплывчатого требования следует добавить, что речь должна идти об устойчивости экосистем и биоресурсов в пределах естественной изменчивости их основных параметров. Кроме того, надо учитывать временные и пространственные масштабы экологических последствий того или иного вида деятельности. В противном случае мы не сможем провести границу между естественными и антропогенными изменениями в природных системах.

Как известно, принятая в России система водоохраной стратегии базируется в значительной степени на концепции "ассимиляционной емкости" водных экосистем и вытекающего из нее требования соблюдения нормативов ПДК и ПДС загрязняющих веществ в водной среде. Эта же концепция распространяется и на морские водоемы [5].

Таблица 1. Шкала масштабов воздействия и градация экологических последствий при разных видах морской деятельности: в квадратных скобках указаны индексы (рейтинги) относительных воздействий и нарушений; знак $\sum$ относится к сумме индексов

Масштаб воздействия и характер эффектов	Показатели воздействия и ранжирование потенциальных нарушений
Пространственный масштаб	
Точечный [1]	Площадь воздействия менее 100 м^2
Локальный [2]	Площадь воздействия от 100 м^2 до 1 км^2
Местный [3]	Площадь воздействия в пределах 1 – 100 км^2
Субрегиональный [4]	Площадь воздействия более 100 км^2
Региональный [5]	Площадь воздействия охватывает весь регион
Временной масштаб	
Кратковременное [1]	От нескольких минут до 24 ч
Временное [2]	От 24 ч до одного сезона
Долговременное [3]	От одного сезона до одного года
Хроническое [4]	Более одного года
Обратимость изменений	
Обратимые [0] (острый стресс)	Параметры состояния среды и биоты восстанавливаются за время от нескольких часов до одного сезона
Слабо обратимые [3]	Параметры состояния среды и биоты восстанавливаются за время от одного сезона до трех лет
Необратимые [5] (хронический стресс)	Нарушения параметров среды и биоты сохраняются более трех лет
Итоговые оценки	
Незначительные [$\sum$=2–4]	Изменения среды и биоты отсутствуют или неразличимы на фоне природной изменчивости
Слабые [$\sum$=5–7]	Возможны регистрируемые нарушения среды и кратковременные (обратимые) стрессы в биоте ниже порога минимума реакций на уровне популяций (до 10^{-3} % от нормы параметров состояния)

В случае превышения ПДК делается вывод об экологическом неблагополучии в данном месте, и выполняются расчеты ПДС и потенциально возможных ущербов. При этом обычно игнорируется тот факт, что по определению ПДК – это безопасный уровень, гарантирующий качество среды при условии *хронического* присутствия того или иного вещества в среде. Между тем известно, что кратковременные и локальные превышения этого уровня (как и любого другого экологического фактора) не приводят к гибели организмов и тем более – к необратимым экологическим последствиям. Именно такие ситуации часто возникают в море, в том числе при освоении морских нефтегазовых месторождений [11]. Надо учесть также, что система ПДК ориентирована только на регламентацию качества среды по компонентам химического загрязнения и не учитывает всех остальных факторов техногенного воздействия.

В отличие от только что изложенного выше “нормативного” подхода экосистемный подход предполагает оценку антропогенных эффектов в экосистемах, сообществах и популяциях с учетом их реального (измеренного или рассчитанного) пространственно-временного масштаба на фоне природной изменчивости показателей состояния биоты (численность, биомасса, видовой состав и др.). В рамках этого подхода могут быть рекомендованы следующие экологические условия (критерии) допустимости техногенных воздействий:

- воздействие и вызванные им эффекты носят кратковременный или временный характер и ограничены точечным или локальным масштабом (количественные характеристики см. табл.1);
- экологические последствия разовых воздействий в условиях острого (кратковременного) стресса обратимы и нивелируются за время, сопоставимое со временем воздействия;
- нарушения популяционной численности, запасов и воспроизводства ключевых видов (в том числе промысловых) отсутствуют либо неразличимы на фоне их естественной динамики в пределах ареала каждого из видов в районе планируемых или осуществляемых работ.

Одновременное выполнение всех этих трех условий в ситуациях, когда никаких других вредных воздействий в данном районе нет, может служить определенной гарантией экологической безопасности тех или иных видов морской деятельности. Эти же условия (критерии) могут быть использованы в качестве основы для формирования нормативов предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ), применение которых обусловлено природоохранным законодательством и недавним постановлением Правительства РФ [2].

Изложенные выше условия, градации и критерии для оценки экологических эффектов могут быть дополнены ориентировочными *порогами нарушений* на популяционном уровне. К их числу, согласно известной классификации [16], можно отнести следующие три порога:

- порог минимума реакций – до 10^{-3} % отклонения от средней нормы для основных популяционных параметров (биомасса, численность и др.) в условиях хронического стресса и до 10^{-1} % – в условиях острого стресса;
- порог нарушения стационарного состояния (колебаний) – около 10% от нормы;
- порог постепенной деградации (деструкции) популяций и сообществ – более 50% от нормы основных параметров.

Предложенные пороги и критерии являются, конечно, условными и приближенными как, впрочем, и любые другие показатели такого рода (включая официальные нормативы). Однако в совокупности с системой индексов для ранжирования воздействий и градации эффектов (см. табл.1) они позволяют "свернуть" традиционные многотомные материалы ОВОС и представить результаты комплексной оценки последствий хозяйственной деятельности на шельфе в компактной и удобной для восприятия форме. Один из примеров такой оценки, основанный на обобщении известных данных о влиянии рыболовства, загрязнения и нефтедобычи на биоресурсы окраинных морей России [13], показан на рис. 2.

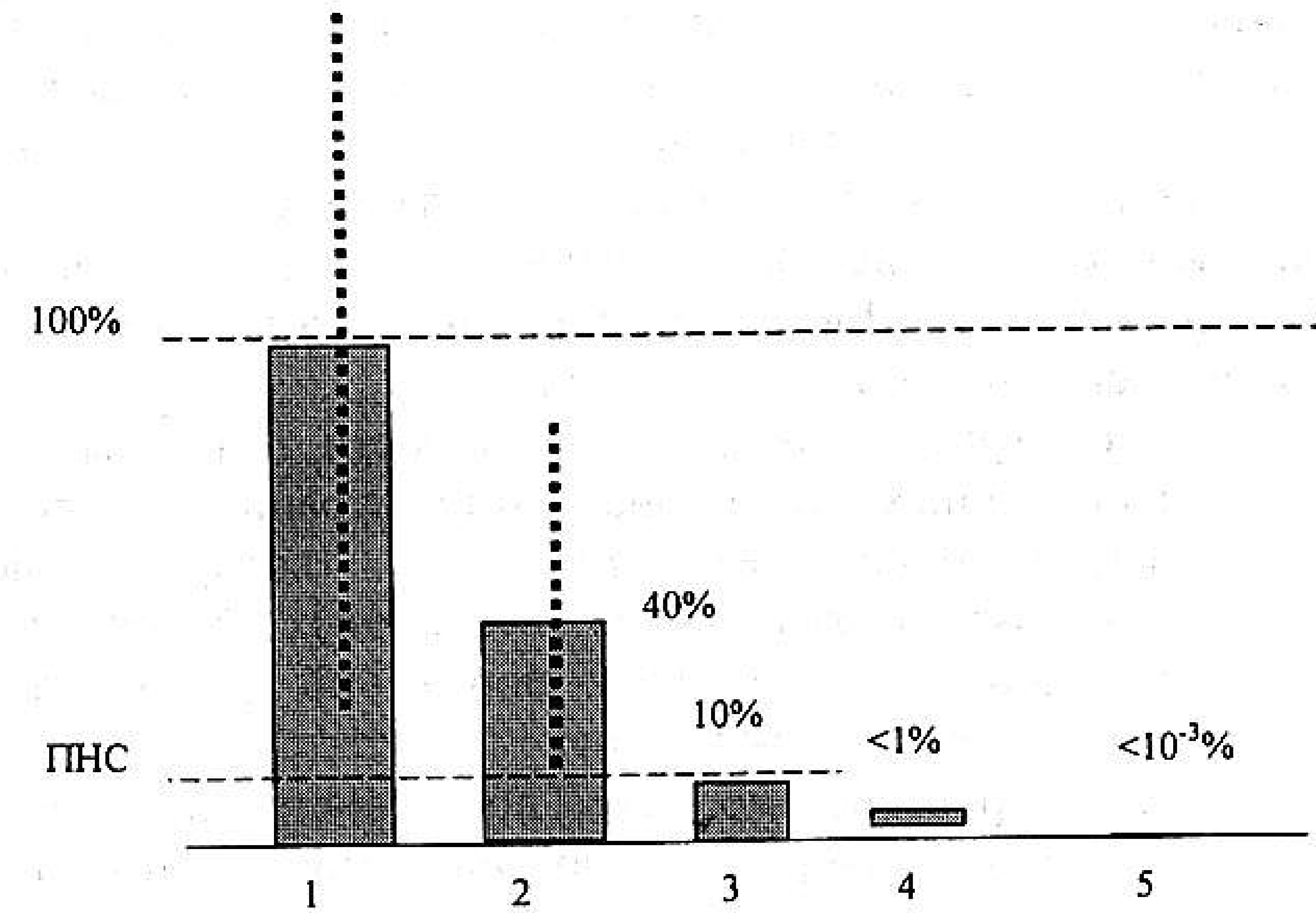


Рис. 2. Влияние рыболовства и других видов воздействия на рыбные ресурсы окраинных морей России (в процентах от биомассы запаса промысловых популяций) [13]:
1, 2 – соответственно, общий запас и улов промысловых рыб (вертикальные пунктирные линии отражают характерные диапазоны изменчивости запасов и уловов); 3 – сброс "нежелательных уловов" по данным мировой статистики; 4 – максимально возможное снижение биопродуктивности и биомассы рыб на шельфе за счет загрязнения морской прибрежной зоны; 5 – максимально возможные ущербы (потери биомассы рыб) при разведке и эксплуатации нефтегазовых месторождений на шельфе; ПНС – порог нарушения стационарного состояния популяций (около 10% от запаса).

Динамика и фазы развития стрессовых (токсических) эффектов. Как известно, многие нормы качества водной среды и показатели вредности сточных вод и их компонентов получены на основе токсикологических методов. Однако их использование в практике ОВОС до сих пор не нашло широкого распространения из-за слабой разработки методических основ такого подхода, что в свою очередь связано со сложностью поведения и токсического действия загрязняющих веществ в природных условиях. Это в полной мере относится и к оценке последствий загрязнения морской среды при разных видах деятельности в прибрежной зоне и на шельфе. Между тем именно здесь такие методы могли бы быть особенно перспективными благодаря совместному использованию токсикологических данных, результатов моделирования и полевых наблюдений за поведением примесей, поступающих в море. При реализации такого подхода возможны следующие основные этапы и операции:

- построение шкалы токсичности и выделение характерных диапазонов концентраций (уровней) загрязняющих веществ, при которых может проявляться вся гамма возможных биологических реакций – от острых поражений до отсутствия регистрируемых эффектов;
- моделирование либо иное пространственно-временное описание (например, по аналогии с известными прецедентами в сходных условиях) распределения примесей в морской среде при разных режимах сброса и в разных (нормальных или аварийных) ситуациях;
- сопоставление ареалов распределения примесей с диапазонами концентраций, вызывающих те или иные токсические эффекты для массовых видов морских организмов;
- интерпретация и анализ полученных результатов с учетом известной информации о ПДК основных загрязняющих веществ, состоянии биоресурсов, характере возможных биологических эффектов и поведении сбрасываемых отходов в морской среде;
- оценка и прогноз биологических последствий, включая расчеты рыбохозяйственного ущерба, по всей совокупности имеющихся данных.

Конкретные иллюстрации применения эколого-токсикологических подходов для оценки последствий добычи углеводородов в море были даны ранее [12].

Анализ динамики токсических эффектов в водной среде [21] показывает, что наиболее быстрые и относительно легко регистрируемые эффекты возникают на суборганизменном

(физиолого-биохимическом) и организменном уровнях с последующей компенсацией этих эффектов либо их передачей на более высокие уровни биологической иерархии в экосистемах.

Устойчивые нарушения в сообществах и экосистемах (экологические модификации) проявляются лишь при длительных воздействиях, которые могут приводить к структурно-функциональным изменениям на популяционном уровне, выходящим за пределы их естественной изменчивости в конкретных условиях данного региона. Некоторое представление об этих процессах можно получить по схеме на рис.3.

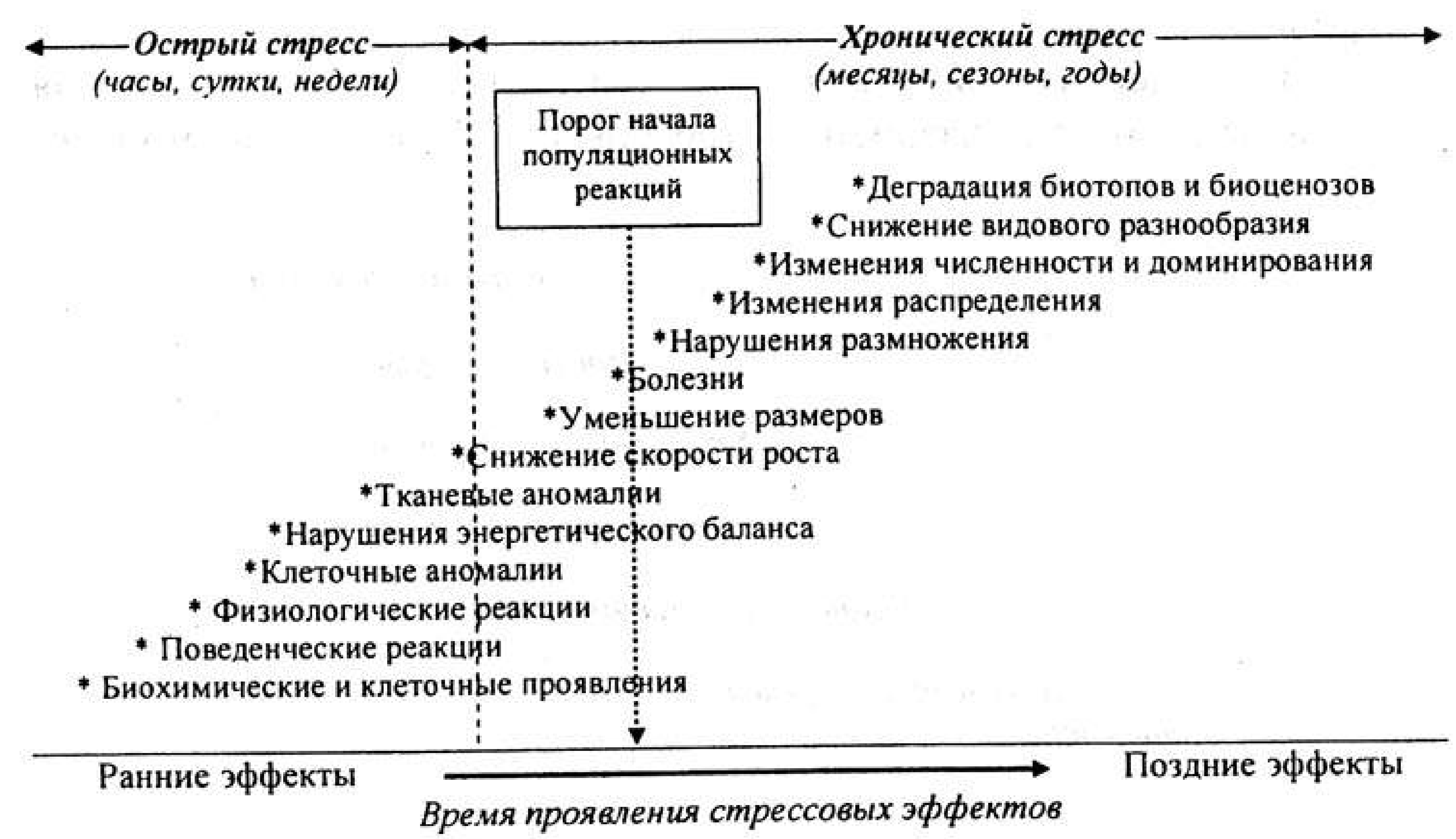


Рис. 3. Характер и последовательность проявления стрессовых эффектов на разных уровнях биологической иерархии в море.

В развитии любого неблагоприятного (стрессового) эффекта на каждом из уровней биологической иерархии следует различать следующие три основные фазы:

- *фаза толерантности* (безразличия и/или устойчивости) – изменения процессов и параметров не выходят за пределы нормы естественных колебаний;
- *фаза компенсации* (начальный этап адаптации) – стрессы проявляются в форме первичных обратимых реакций (поведенческих, физиологических и др.);
- *фаза повреждений* (при достаточно длительных воздействиях) – адаптивные возможности на данном уровне исчерпаны и компенсация последствий возможна только на более высоких уровнях.

В качестве примера на рис. 4 отражена общая последовательность развития стрессовых эффектов в море в

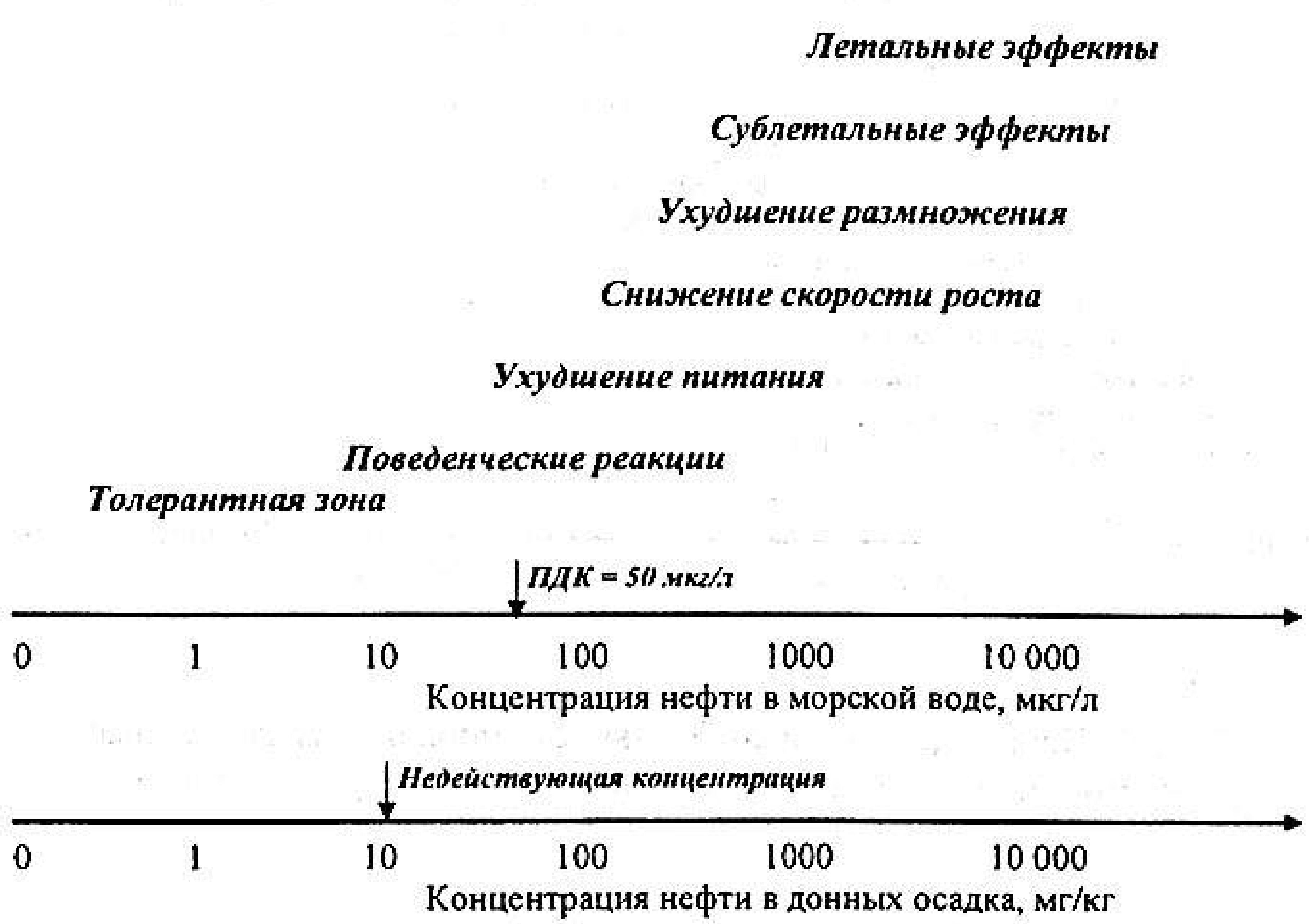


Рис. 4. Последовательность основных реакций и откликов в морской биоте в зависимости от концентрации углеводородов нефти в морской воде и донных осадках.

Таблица 2. Экологический спектр реакций основных групп морской биоты при нефтяных разливах в открытых водах без соприкосновения нефти с берегом: 1 – разливы объемом до 100т, 2 – разливы объемом до 1000 т [12].

Уровни биологической иерархии	Фазы развития стрессовых эффектов*	Характеристика эффектов для разных групп биоты							
		Фито-планктон		Зоо-планктон		Нектон (рыбы)		Бентос	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Суборганизменный (физиологический)	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения								
Организменный	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения								
Популяционный	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	*Порог минимума реакций (10^{-3}–10^{-1} % от нормы) ***							
Биоцентотический (сообщества)	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	*Порог нарушения стационарного состояния (10%)*							
Экосистемный	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	*Порог постепенной деструкции (>50% от нормы)*							

* Фазы развития стрессовых эффектов:

- *фаза толерантности* (безразличия и/или устойчивости) – изменения процессов и параметров не выходят за пределы нормы естественных колебаний;
- *фаза компенсации* (начальный этап адаптации) – стрессы проявляются в форме первичных обратимых реакций (поведенческих, физиологических и др.);
- *фаза повреждений* (обычно в условиях хронического стресса) – адаптивные возможности на данном уровне исчерпаны и компенсация последствий возможна только на более высоких уровнях.

** Порог минимума реакций – отклонения от средней нормы для основных параметров популяций (биомасса, численность и др.) в пределах местного ареала: в условиях острого стресса – 10^{-1} %, в условиях хронического стресса – 10^{-3} %.

условиях нефтяного загрязнения. Эти же процессы для основных групп морской биоты показаны в табл. 2, из которой следует, что реакции планктона и ихтиофауны при нефтяных разливах в открытых водах шельфа (без соприкосновения нефти с берегом) не выходят за пределы суборганизменного и организменного уровней.

Зависимость эффектов от интенсивности и времени воздействия. Поиски зависимостей токсического эффекта от интенсивности и времени воздействия составляют главную задачу как водной токсикологии, так и того ее направления, которое называют экологической токсикологией. Аналогичные по смыслу задачи возникают в рамках ОВОС, когда надо оценить, например, биологические последствия нефтяного разлива или разового сброса в море буровых растворов и других отходов в условиях изменяющегося во времени и пространстве распределения токсикантов в водной среде. Основные трудности решения подобных задач связаны с целым рядом обстоятельств.

Во-первых, надо учесть, что реагирование организмов при стабильных уровнях содержания токсиканта в среде (хроническое воздействие) радикально отличается от картиныкратковременного (острого) воздействия. Относительно точные (воспроизводимые) функциональные зависимости эффекта (Е) от времени (t) и концентрации (С) типа $E=f_1(t)$ при $C=const$ и $E=f_2(C)$ при $t=const$ удается получать только в контролируемых условиях кратковременных лабораторных опытов (длительностью обычно 24–48 часов) на моновидовых тест-культурах. Для экстраполяции результатов таких опытов на условия хронического воздействия применяют так называемые "коэффициенты запаса", которые могут меняться в широких пределах – обычно от 10 до 100.

Во-вторых, само понятие "токсический эффект" достаточно неопределенно и многозначно. Симптомы и критерии оценки токсического действия практически бесконечны – от первичных и обратимых реакций (физиологических, биохимических, поведенческих и др.) до поражения основных функций организма и его гибели. Наиболее просто и надежно регистрируется смертность организмов моновидовых культур тест-объектов. Но даже в этом простейшем случае чувствительность реагирования

может меняться в широких пределах (до 10 и более раз) в зависимости от многих факторов и, прежде всего, от стадии развития организма.

Из сказанного выше очевидно, что построение каких-либо строгих (количественных) функциональных зависимостей "эффектов" воздействия загрязняющих веществ на морскую биоту от времени и интенсивности воздействия *в природных условиях* в принципе невозможно.

Однако можно попытаться выделить на шкале возможных концентраций токсиканта в море те его уровни, которые позволяют провести границы между характерными зонами проявления вредных (стрессовых) эффектов. Среди всех возможных вариантов в данном случае целесообразно выделять три зоны (диапазоны концентраций), которые соответствуют описанным выше трем фазам развития стрессовых эффектов в биоте природных экосистем по мере усиления интенсивности вредного воздействия. Рассмотрим ход этих процессов применительно к действию двух достаточно распространенных вредных факторов морской среды – нефтяных углеводородов и минеральной взвеси.

Стрессовые эффекты нефтяного загрязнения. Ниже дана краткая характеристика каждой из трех зон проявления токсических эффектов в условиях нефтяного загрязнения, соответствующих трем фазам стресса – толерантность, компенсация, повреждения. Эта характеристика основана на анализе многочисленных данных (более 200 публикаций) о действии нефти на морские организмы разных экологических и систематических групп [19, 11, 12].

Зона толерантности. В пределах этой зоны влияние нефтяных углеводородов на организмы планктона и нектона (включая рыб) в пелагиали отсутствует либо его невозможно различить на фоне природной динамики эколого-физиологических процессов в живых организмах. Иначе говоря, нефть как экологический фактор среды в данном случае практически не играет какой-либо заметной роли. Верхняя граница этой зоны зависит, естественно, от времени экспозиции. Анализ всех известных данных показывает, что в условиях хронического стресса, продолжительность которого соизмерима со временем онтогенеза для организмов планктона и нектона (обычно в пределах 10^3–10^4 часов), граница зоны толерантности близка к 10^{-3} мг/л углеводородов нефти в воде для наиболее чувствительных видов зоопланктона. По мере сокращения времени действия нефти эта граница будет сдвигаться в сторону более высоких концентраций. В первом приближении можно принять, что при переходе от хронических экспозиций (10^4–10^3 часов) к временным диапазонам (в часах) 10^3–10^2, 10^2–10, 10–1 и 1–0 уровень толерантности будет повышаться на порядок величины концентрации нефти в воде для каждого из этих диапазонов.

Зона компенсации. На шкале концентраций эта зона ограничена верхней границей зоны толерантности и нижней границей зоны повреждений. В пределах этой зоны токсическое действие нефти начинает проявляться в форме первичных обратимых реакции физиолого-биохимического или поведенческого характера (например, изменение скорости фотосинтеза планктонных водорослей, нарушения дыхания и других процессов метаболизма в организмах зоопланктона, поведенческие реакции личинок и молоди рыб). После снятия нефтяного фона в среде все эти адаптационные процессы достаточно быстро нормализуются без существенных негативных последствий для организмов и без каких-либо откликов на уровне популяций. Для условий хронического стресса диапазон нефтяного загрязнения, который ограничивает зону компенсации, довольно широк, и его можно принять в пределах 10^{-3}–10^{-1} мг/л растворенных углеводородов. По мере перехода к более коротким интервалам экспозиции границы зоны компенсации, так же как и для зоны толерантности, будут сдвигаться в сторону более высоких уровней содержания нефти в воде.

Зона повреждений. После исчерпания возможностей организма компенсировать вредное воздействие начинают проявляться симптомы необратимых сублетальных эффектов, которые завершаются поражением жизненно важных систем и последующей гибелью организма. Нижний порог проявления таких эффектов при достаточно длительном (более 100 часов) и хроническом (более 1000 часов) воздействии низких концентраций нефти в воде можно оценить величиной порядка 10^{-1} мг/л нефти. По мере сокращения времени экспозиции (то есть при переходе от

хронического стресса к условиям острой интоксикации) этот порог будет повышаться подобно тому, как описано выше для зон толерантности и компенсации.

Обобщенное графическое отображение сложной динамики развития стресса в зависимости от уровня и времени действия нефтяного загрязнения толщи воды в пелагиали, основанное на сделанных выше определениях и допущениях, показано на рис. 5.

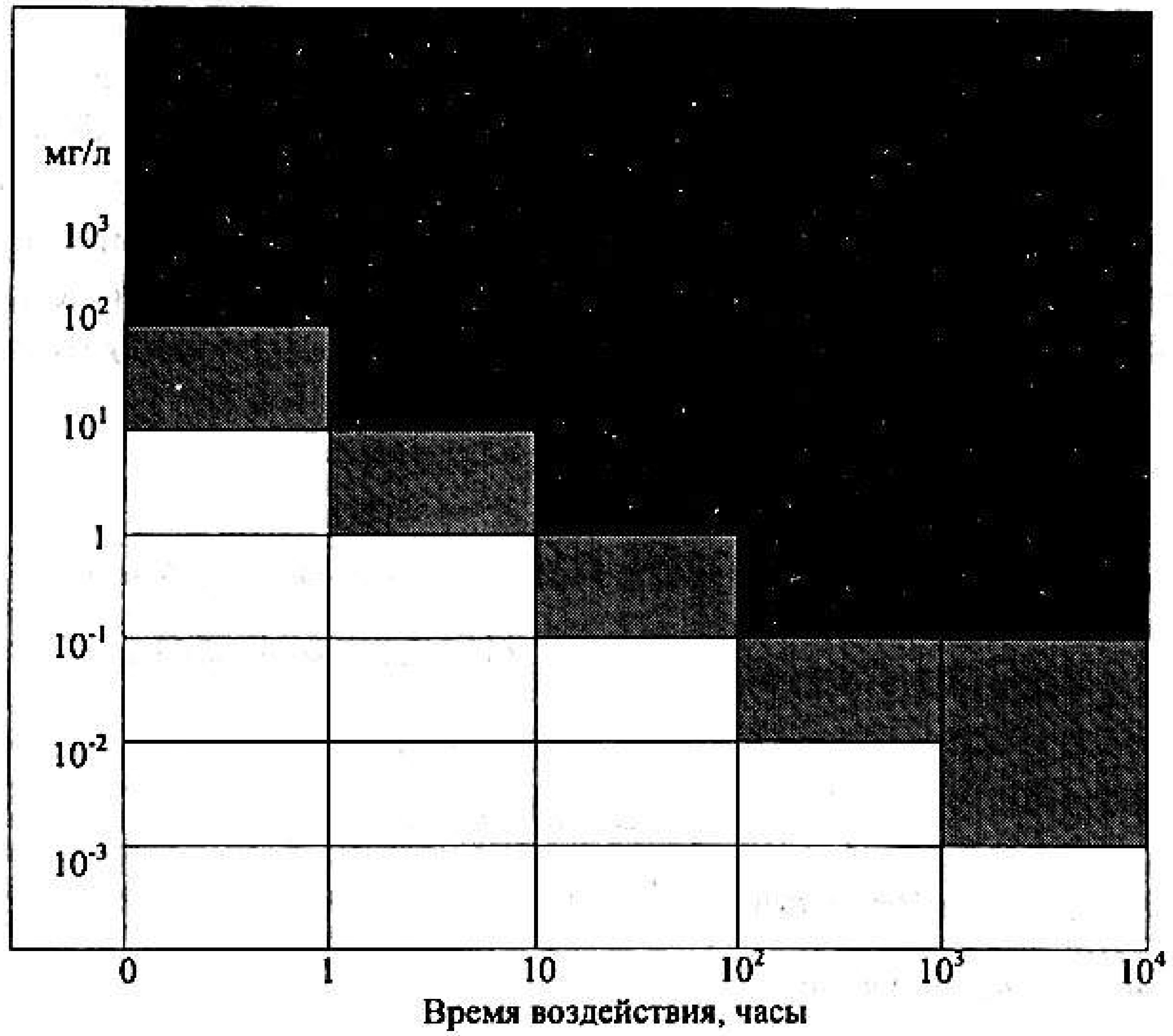


Рис. 5. Границы характерных зон проявления стрессовых эффектов в морской биоте в условиях нефтяного загрязнения (по оси ординат дана концентрация нефти в морской воде) в зависимости от времени воздействия: светлое поле – зона толерантности, серое поле – зона компенсации, темное поле – зона повреждений (определение зон см. текст).

Стрессовые эффекты минеральной взвеси в море. На рис. 6 отображена последовательность развития стрессовых эффектов в морской биоте при нарастании уровней содержания в воде тонкодисперсной минеральной взвеси. Более подробный анализ этих эффектов, основанный на известных данных (более 100 публикаций) о действии взвеси на организмы разных систематических и экологических групп в море [12], позволяет дать следующую краткую характеристику трех основных зон проявления стресса в море для ситуаций повышенного содержания взвешенного вещества в условиях шельфа.

Зона толерантности. Из определения этой зоны следует, что в ее пределах какое-либо влияние данного фактора на морскую биоту либо отсутствует, либо его невозможно различить на фоне природной динамики эколого-физиологических процессов в живых организмах. Содержание взвеси в море варьирует в очень широких пределах – от 0.01 до 1000 мг/л [8].

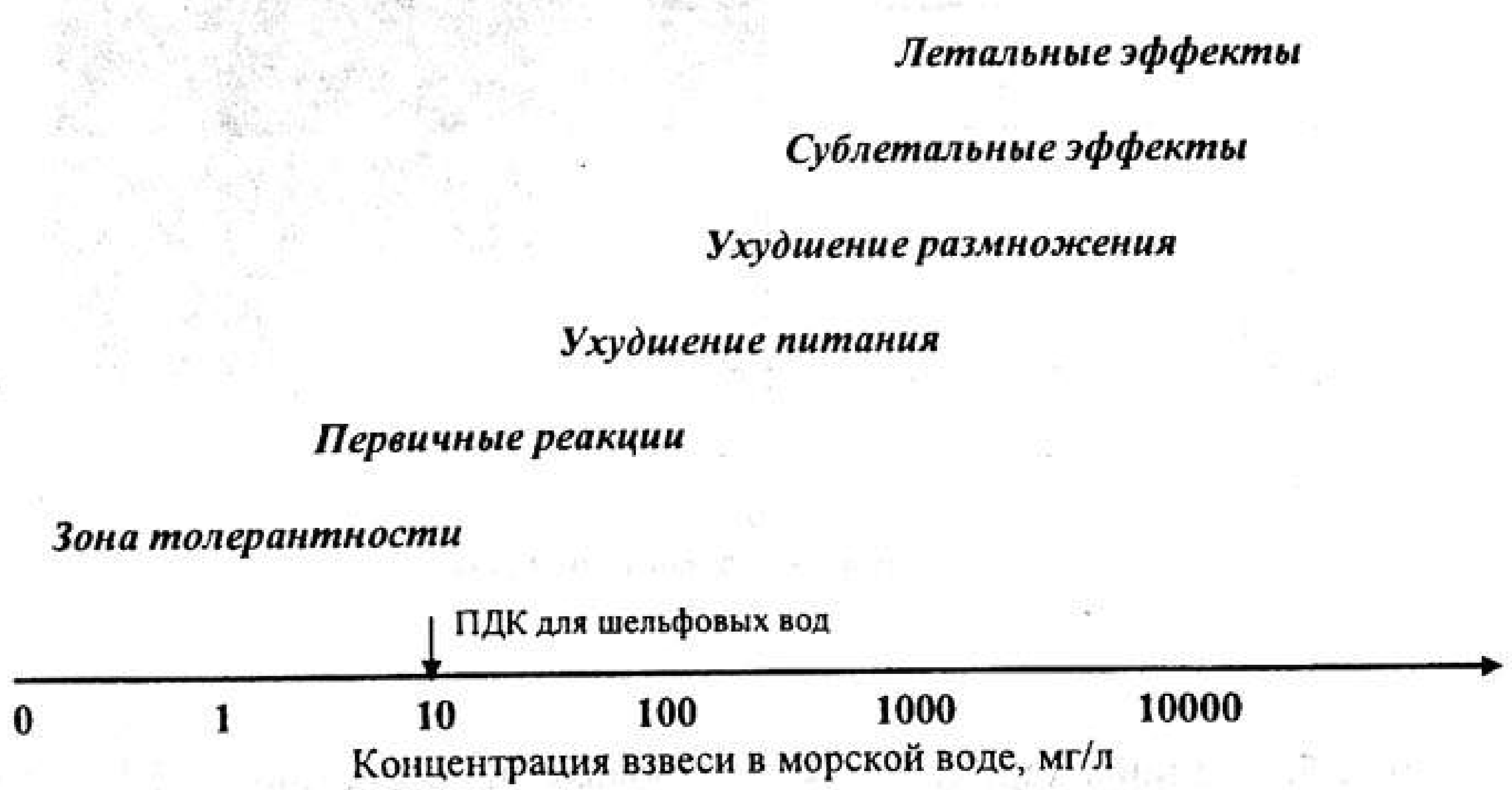


Рис. 6. Последовательность основных реакций и откликов в морской биоте в зависимости от содержания минеральной взвеси в воде.

С учетом реакций организмов, наиболее чувствительных к присутствию минеральных частиц в воде, верхнюю границу зоны толерантности для условий долговременного воздействия (10^2–10^4 часов) можно принять равной 1 мг/л. По мере сокращения времени действия эта граница будет сдвигаться в сторону более высоких концентраций. Как и в случае с нефтью, можно также принять в первом приближении, что при переходе от длительных к более коротким экспозициям верхний уровень толерантности будет повышаться в среднем на порядок величины концентрации взвеси в воде для каждого из диапазонов времени воздействия в пределах 10^2–10, 10–1 и 1–0 часов.

Зона компенсации. Приведенная выше краткая характеристика адаптационных процессов в пределах зоны компенсации в полной мере относится и к биологическим реакциям, вызванным повышенным содержанием в воде минеральной взвеси. Для условий долговременных стрессов длительностью от 10^2 до 10^4 часов диапазон концентраций взвеси, который ограничивает зону компенсации, можно принять в пределах 1–10 мг/л. По мере перехода к более коротким интервалам экспозиции границы зоны компенсации будет сдвигаться в сторону более высоких уровней содержания взвеси в воде. Протяженность этой зоны по шкале концентраций можно принять ориентировочно в пределах порядка величины отверхней границы зоны толерантности для каждого из указанных выше диапазонов времени воздействия.

Зона повреждений. Механизм вредного воздействия взвеси на морские организмы связан главным образом с поражением органов фильтрации и дыхания многих видов зоопланктона и рыб с последующей аноксией (недостаток кислорода), физиолого-биохимическими аномалиями и гибелью. В условиях хронического стресса сублетальные эффекты могут проявляться для особо чувствительных форм (например, для некоторых видов ихтиопланктона) уже в пределах 10–100 мг/л взвеси в воде. Исходя из известных данных [12], нижние пороги зоны повреждений (первые признаки необратимых нарушений и гибели) при действии минеральной взвеси в диапазонах времени 0–1, 1–10 и 10–100 часов можно принять равными 10^4, 10^3 и 10^2 мг/л соответственно.

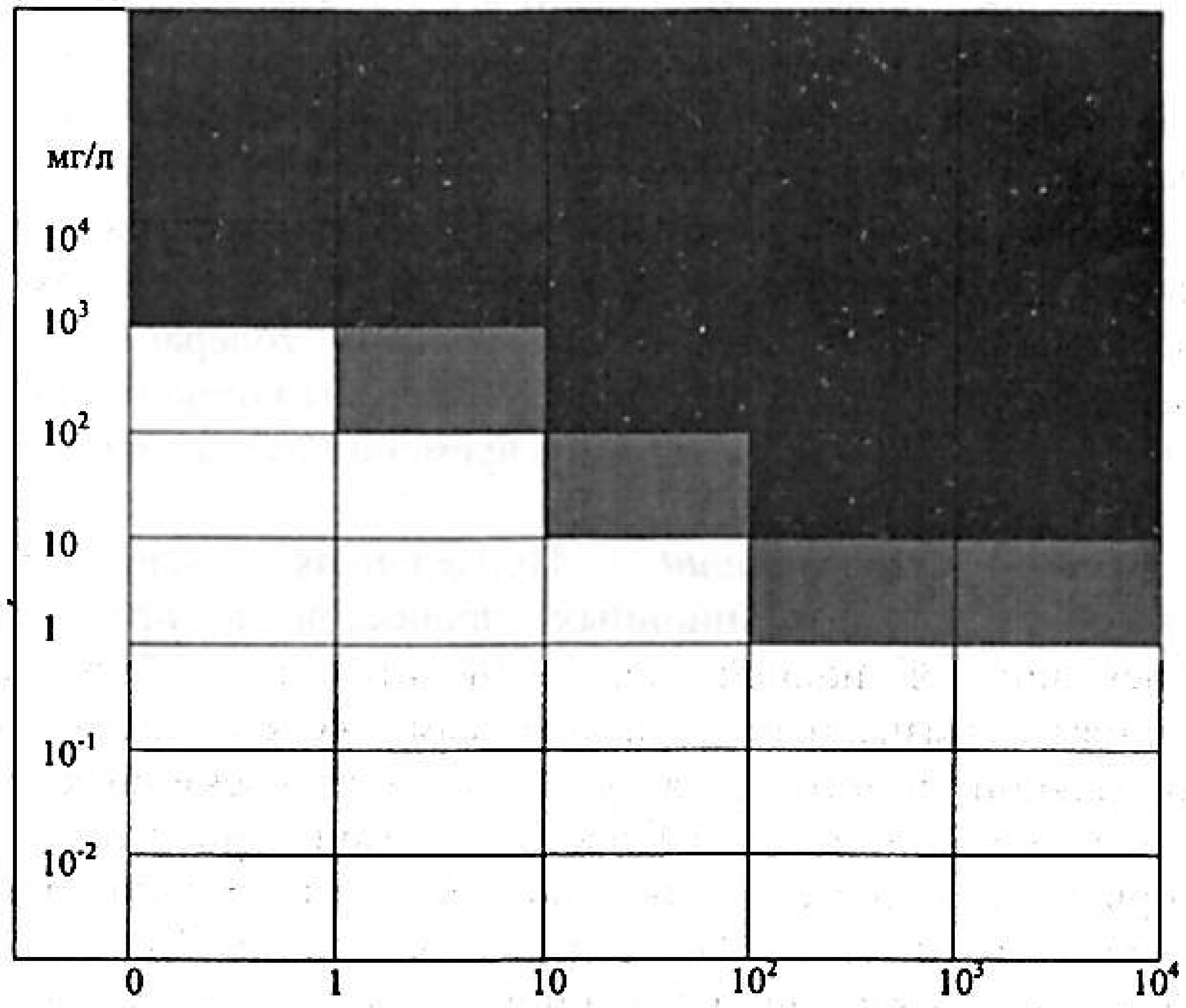


Рис. 7. Границы характерных зон проявления стрессовых эффектов в морской биоте в зависимости от времени воздействия минеральной взвеси (по оси ординат дана концентрация взвеси в морской воде): светлое поле – зона толерантности, серое поле – зона компенсации, темное поле – зона повреждений (определения зон см. текст).

Обобщенное графическое отображение динамики развития стресса в биоте пелагиали в зависимости от уровней и времени воздействия минеральной взвеси представлено на рис. 7.

Таким образом, на основе анализа известной информации впервые удалось получить ориентировочные границы (пороги) трех основных зон стресса в разных временных диапазонах при действии на морскую биоту нефти и минеральной взвеси. Эти пороги позволяют интерпретировать результаты моделирования и полевых наблюдений за содержанием нефти и взвеси в море с эколого-токсикологических позиций. В частности, можно описывать и прогнозировать пространственно-временную динамику не только самих факторов воздействия, но и сопутствующих им стрессовых эффектов при всех ситуациях, связанных с поступлением в море нефти и взвеси, включая нефтяные разливы, строительные работы на шельфе, прокладку трубопроводов, дноуглубление, дампинг и пр.

ВЫВОДЫ

1. Основные методологические трудности и ограничения при оценке антропогенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы связаны с их исключительной сложностью и сильной изменчивостью во времени и пространстве большинства их параметров. Один из путей преодоления этих трудностей связан с использованием эколого-токсикологических методов и подходов.

2. Предложенная схема ОВОС и пространственно-временная шкала воздействий и эффектов, а также наборы критериев и порогов для оценки последствий антропогенного воздействия на морские экосистемы позволяют снизить неопределенность таких оценок и получить в сжатом виде достаточно объективную картину прогнозируемых природных нарушений.

В развитии токсического эффекта на каждом из уровней биологической иерархии в море следует различать три последовательно протекающие фазы и соответствующие им зоны – зоны толерантности, компенсации и повреждения. На основе известных данных по экотоксикологии нефти и минеральной взвеси в море впервые получены ориентировочные границы расположения этих зон на шкале концентраций в зависимости от времени воздействия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александров А.К., Полторацкий С.В.* О существующих нормативно-методических документах по оценке ущерба рыбному хозяйству и практике их применения // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. М.: РАН, 1999. С. 62–70.

2. Временные методические указания по разработке нормативов предельно допустимых вредных воздействий (ПДВВ) на морскую среду и природные ресурсы внутренних морских вод и территориального моря РФ (при разведке морских нефтегазовых месторождений). М.: Госкомэкология РФ, 2000.
3. *Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Кулеш В.П., Огурцов А.Н., Васильев В.Ю., Бойцов А.В.* Оценка устойчивости и чувствительности водных экосистем к антропогенному эвтрофированию // Известия Русского Географического Общества. 1995. Т.125, Вып.4. С.16–25.
4. *Зеленков В.М., Мискевич И.В.* Оценка возможного воздействия добычи нефти на морские арктические экосистемы на примере Приразломного месторождения в Печорском море // Материалы международного семинара "Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ". М.: Госкомрыболовство, 2000. С. 48–59.
5. *Израэль Ю.А., Цыбань А.В.* Антропогенная экология океана. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 527 с.
6. *Кочергин И.Е., Сергушеева О.О.* Методический подход к проведению оценки воздействия на окружающую среду для объектов морского нефтегазового комплекса (на примере Сахалинских проектов) // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ №2. Владивосток: Дальнаука, 1999. С. 176–192.
7. *Криксунов Е.А., Павлов Д.С., Бобырев А.Е., Полонский Ю.М.* Расчетные процедуры оценок ущербов биоресурсам в свете современных научных данных // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. М.: РАН, 1999. С. 62–70.
8. *Лисицын А.П.* Процессы терригенной седиментации в морях и океанах. М.: Наука, 1991. 270 с.

9. *Макаров Э.В., Зайдинер Ю.И.* Стоимостная оценка водных биоресурсов морских водных объектов России // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азовско-Черноморского бассейна. Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1998. С. 420–430.
10. *Матишов Г.Г., Никитин Б.А. (ред.).* Научно-методические подходы к оценке воздействия газонефтедобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения). Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. 393 с.
11. *Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. М.: Изд-во ВНИРО, 1997. 350 с.
12. *Патин С.А.* Нефть и экология континентального шельфа. М.: Изд-во ВНИРО, 2001. 247 с.
13. *Патин С.А.* Теория и практика экологического мониторинга и оценки воздействия на морскую среду и биоресурсы. М.: Изд-во ВНИРО, 2003 (в печати).
14. Положение об оценке воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации. М.: Госкомэкология, 2000.
15. *Протасов А.А.* О концепции емкости среды и экологической емкости // Гидробиол. журн 1994. Т. 30, №4. С. 3–15.
16. *Реймерс Н.Ф.* Природопользование (словарь-справочник). М: Мысль, 1990. 638 с.
17. ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems. Copenhagen, 2002. 75 p.
18. *Jackson T., Taylor P.J.* The precautionary principle and the prevention of marine pollution // Chemistry and Ecology. 1992. V. 7. P. 123–134.
19. *Patin S.A.* Pollution and biological resources of the oceans. London: Butterworse Scientific,1982. 290 p.
20. *Patin S.A.* Global pollution and biological resources of the World Ocean // World Fisheries Congress Proceedings. Oxford and IBH Publ. Co., 1995. P. 69–85.
21. *Patin S.A.* Environmental impact of the offshore oil and gas industry. N.Y.: EcoMonitor Publ., 1999. 435 p.

22. *Rand G.M. (ed.).* Fundamentals of aquatic toxicology. Second edition. Washington: Taylor &Francis, 1995. 1120 p.
23. *Stebbing A.R.D.* Environmental capacity and the precautionary principle // Mar. Pollut. Bull. 1992. V.24, №.6. P. 287–295.

ECOTOXICOLOGICAL APPROACHES TO ASSESSMENT OF THE IMPACT ON MARINE ENVIRONMENT AND BIOLOGICAL RESOURCES

Patin S.A.
Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography,
patin@vniro.ru

Approaches and methods of marine ecotoxicology developed for the assessment of anthropogenic impact (mainly pollution) on marine ecosystems and living resources are discussed in the context of general methodology of environmental impact assessment (EIA). Space and temporary scales of the impact and classification of ecological disturbances in the sea as well as a conceptual scheme of EIA for various types of marine activities are developed. Characteristic phases of the toxic effects development in marine biota are distinguished. A number of ecotoxicological criteria and thresholds for the assessment of consequences of marine pollution are proposed and examples of their application for the purposes of EIA and prediction of ecological disturbances in the sea are given.

УДК 574.64:504.064

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ КОМПОНЕНТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И КОНТРОЛЕ ИСТОЧНИКОВ ИХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В УСЛОВИЯХ УКРАИНЫ

Крайнюкова А.Н.
Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем (УкрНИИЭП)
61166, Харьков, ул. Бакулина, 6
biotest@niiep.kharkov.ua

Лабораторией биологических исследований и биотестирования УкрНИИЭП в развитие работ, начатых в 1977 г. в составе ВНИИВО, в последнее десятилетие обоснованы и установлены эколого-токсикологические нормативы качества природных и сточных вод, предложены классификационные шкалы для их качественных и количественных характеристик. Разработаны новые и модифицированы существующие методики биотестирования для определения уровней токсичности различных компонентов окружающей среды. Методики аттестованы, гармонизированы с международными стандартами, адаптированы к условиям применения в Украине, апробированы и внедрены при осуществлении экотоксикологического мониторинга сточных, поверхностных, подземных, питьевых вод, донных отложений и почв в системе нормирования и контроля токсикогенного загрязнения окружающей среды в различных регионах Украины. Разработаны и утверждены в установленном порядке 13 нормативно-методических документов и 14 государственных стандартов в области биотестирования, созданы правовые основы использования биотестирования в природоохранной практике.

ВВЕДЕНИЕ

В основу природоохранной политики в Украине положена концепция устойчивого развития, которая ориентирована на преодоление противоречий между ростом потребности общества в использовании природных ресурсов и необходимостью предотвращения дальнейшей деградации природных экосистем с целью создания безопасных условий существования человека. В настоящее время экологическую ситуацию в Украине нельзя считать удовлетворительной. Имеющиеся данные [11] свидетельствуют о значительной антропогенной нагрузке на окружающую среду: ежегодно в воздушный бассейн, водные объекты, почву и на земную поверхность поступает от 60 до 100 млн. т загрязняющих веществ, что в пересчете на одного человека составляет: в атмосферу – 119, в поверхностные воды – 184 , в почву и на земную поверхность – 998 кг. В связи с этим главное направление природоохранной деятельности в Украине – ограничение дальнейшего загрязнения окружающей среды экологически опасными химическими соединениями и, в первую очередь, токсикантами.

Одним из эффективных путей предотвращения токсического загрязнения окружающей среды при осуществлении природоохранных мероприятий является применение биотестирования, используемого для установления предельно допустимых концентраций отдельных веществ, разработки стандартов и критериев качества различных компонентов среды, а также для определения их токсических свойств и биологической полноценности. В последнем случае учитывается эффект взаимодействия всех веществ, содержащихся в тестируемой среде. Основной методический прием, используемый для решения всех перечисленных задач – биотестирование.

Учитывая актуальность проблемы ограничения токсикогенной нагрузки на окружающую среду в Украине, лаборатория биологических исследований и биотестирования (далее – лаборатория) УкрНИИЭП в последнее десятилетие выполняла исследования, в рамках которых получили дальнейшее развитие работы в области биотестирования, проводимые в 1977 г. в составе бывшего ВНИИВО [8]. Основными среди них являются:

- разработка методологических основ, методического, метрологического и нормативно-правового обеспечения использования биотестирования в системе мониторинга окружающей среды;
- разработка новых и модификация существующих методик биотестирования и их внедрение в систему оценки состояния компонентов природной среды (поверхностных, подземных, питьевых, морских вод, донных отложений, почв) и контроля источников их загрязнения (сточных вод, отходов, токсичных химических веществ);
- установление нормативов предельно допустимых уровней токсичности сточных вод при их отведении в водные объекты;
- разработка эколого-рыбохозяйственных нормативов – ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) и предельно допустимых концентраций (ПДК) веществ для воды водных объектов рыбохозяйственного водопользования.

Методологические основы использования биотестирования в решении природоохранных проблем. Основные направления:

- обоснование эколого-токсикологических нормативов качества природных и сточных вод;
- разработка методик определения уровней токсичности природных и сточных вод и создание классификационных шкал для их качественной и количественной характеристики;
- установление корреляционных зависимостей между результатами измерений показателей компонентного состава воды и результатами определения ее токсических свойств;
- стандартизация терминов и определений, используемых в области биотестирования;
- расширение перечня компонентов природной среды, подлежащих токсикологической оценке (почвы, твердые отходы) и разработка методических приемов для определения, наряду с общей токсичностью, фитотоксичности (почв), генотоксичности и мутагенности (всех компонентов природной среды).

Водным Кодексом Украины установлен ряд нормативов в области использования и охраны вод, в том числе: нормативы экологической безопасности водопользования, нормативы предельно допустимого сброса загрязняющих веществ и экологический норматив качества воды водных объектов. Поскольку токсикологический показатель качества воды – один из определяющих в системе оценки экологической безопасности, необходимым условием его использования для принятия управленческих решений является наличие нормативов предельно допустимых уровней токсичности природных и сточных вод.

В соответствии с эколого-рыбохозяйственными требованиями предельно допустимым сбросом является такое количество загрязняющих веществ, которое при поступлении в водный объект не создает остролетальных условий в зоне первичного разбавления [9]. В связи с этим, нормативом предельно допустимого уровня токсичности сточных вод на сбросе в водный объект, обеспечивающим соблюдение указанных требований, является **отсутствие острой летальной токсичности**. Наличие или отсутствие острой летальной токсичности сточной воды определяют при кратковременном биотестировании на ракообразных (дафниях или цериодафниях).

Поступление в водные объекты загрязняющих веществ вместе со сточными водами может вызывать хроническую токсичность воды, что приводит к нарушению нормального функционирования водных организмов, угнетению процессов самоочищения и ухудшению качества воды. Исходя из этого, нормативом предельно допустимого уровня токсичности природных вод, соблюдение которого обеспечит экологическое благополучие водных объектов и нормальную жизнедеятельность гидробионтов, является **отсутствие хронической токсичности.** Для проверки соответствия качества природной воды установленным нормативным требованиям рекомендован ряд методик биотестирования с использованием в качестве тест-объектов бактерий, простейших, водорослей, ракообразных, рыб. Вывод о наличии токсичности воды делают при положительном результате биотестирования хотя бы на одном из использованных тест-объектов. Для количественного выражения результатов биотестирования и определения уровней токсичности природных и сточных вод предложен методический прием, предусматривающий экспериментальное определение кратности разбавления воды, при которой токсические свойства устраняются. Уровень токсичности природных и сточных вод выражается в условных единицах в соответствии с классификационными шкалами (табл. 1, 2). Токсикологические нормативы качества

природных и сточных вод, порядок определения уровней их токсичности и контроля соответствия установленным требованиям изложены в нормативных документах [12].

Таблица 1. Классификация сточных вод по степени и уровням токсичности

Класс токсичности	Степень токсичности	Уровень острой токсичности, ET_o*
I	нетоксичная	1.0
II	слаботоксичная	1.1–3.0
III	средне токсичная	3.1–5.0
IV	высокотоксичная	5.1–10.0
V	чрезвычайно токсичная	более 10.0

Таблица 2. Классификация качества поверхностных вод по степени загрязненности и уровням токсичности

Класс качества	Степень загрязненности воды	Уровень хронической токсичности, ET_x*
I	чистая	1.0
II	слабо загрязненная	1.1–2.0
III	умеренно загрязненная	2.1–4.0
IV	грязная	4.1–8.0
V	очень грязная	более 8.0

* ET_o, ET_x – условные единицы острой и хронической токсичности, выражающиеся в кратности разбавления, устраняющей ее.

Один из методологических вопросов комплексной оценки состояния компонентов окружающей среды – установление связей между результатами химического анализа, показывающего степень загрязненности среды отдельными соединениями, и результатами биотестирования, которые характеризуют ее токсические свойства в интегральной форме. Наиболее приемлемым для сопоставления с уровнями ее токсичности является коэффициент загрязненности воды (КЗ), суммарно характеризующий кратность превышения ПДК всех нормируемых в воде веществ [14]. Например, значение КЗ = 3.6 свидетельствует, что измеряемые в данной пробе воды показатели химического состава превышают ПДК в 3.6 раз. Если КЗ = 1, то качество воды соответствует установленным нормам. Анализ результатов биотестирования и расчетных значений КЗ выполнялся путем поиска регрессионных зависимостей между значениями уровней токсичности и коэффициентами загрязненности сточных вод, на основании которых сделаны следующие основные выводы:

- отсутствие явно выраженной регрессионной зависимости (коэффициент корреляции составляет 0.06) между уровнями токсичности и значениями КЗ сточных вод показывает, что эти два показателя являются взаимодополняющими, и ни один из них не следует считать самодостаточным;
- наличие высоких значений уровней токсичности при низких значениях КЗ свидетельствует о том, что не все ингредиенты измеряются в процессе аналитического контроля воды, и в ее составе присутствуют неконтролируемые загрязняющие вещества, которые обуславливают их токсические свойства;
- высокие значения КЗ при низких значениях уровней токсичности показывают, что в процессе взаимодействия присутствующих в воде веществ могут образовываться соединения, не обладающие токсическими свойствами.

С целью однозначного трактования и стандартизации терминов в области биотестирования разработан государственный стандарт Украины [3], введение которого в действие позволяет упорядочить понятийно-терминологический аппарат в рассматриваемой области.

В последние годы в УкрНИИЭП разработаны методики определения фитотоксичности почв с использованием в качестве тест-объектов семян редьки *Raphanus sativus*, ячменя *Hordeum vulgare* и кукурузы *Zea mais*. Они нашли применение при оценке экологической опасности токсического загрязнения почв в различных регионах Украины.

Одним из наиболее опасных источников загрязнения являются твердые токсичные отходы, поступление которых различными путями в окружающую среду создает угрозу для здоровья людей. В Украине их накопилось 4.4 млрд. т токсичных отходов [11]. В связи с этим проводилась отработка методического приема по пробоподготовке отходов путем получения различных вытяжек для последующего определения их токсичности, а также подбор соответствующих тест-объектов и тест-реакций, отвечающих критерию представительности по отношению к компонентам природной среды (поверхностные, подземные воды, почвы и т.д.), подвергающимся загрязнению различными отходами. По результатам этих исследований некоторые методики биотестирования модифицированы и предложены для определения токсичности отходов.

Методическое и метрологическое обеспечение. При оценке состояния того или иного компонента среды важен выбор методик биотестирования. Поэтому лаборатория постоянно проводит апробацию различных методик для определения токсичности сточных, поверхностных, подземных, питьевых, морских вод, донных отложений, почв и твердых отходов. Оценка эффективности методик осуществляется в соответствии с разработанными критериями, основные из которых следующие: чувствительность (количество позитивных ответов из общего числа протестированных проб, реагирование тест-объекта на широкий спектр токсических веществ); специфические особенности методики и тест-объекта (возможность определения острой и хронической токсичности, фитотоксичности, генотоксичности, отсутствие двузначности в оценке результатов, способ получения и возможность непрерывного содержания тест-объекта в лабораторных условиях); экспрессность (продолжительность процедуры); метрологическое обеспечение (наличие установленных нормативов ошибки определения токсичности и воспроизводимости результатов, диапазона реагирования тест-объекта); нормативно-правовое обеспечение (наличие стандарта или иного нормативного документа); трудоемкость (затраты времени на подготовку и проведение биотестирования); экономичность (стартовые и эксплуатационные материальные затраты на выполнение анализа); возможность и эффективность использования методики в производственных и контролирующих лабораториях; применение в различных странах для аналогичных целей.

С учетом перечисленных критериев при выполнении госбюджетной, хоздоговорной тематики и международных проектов апробировались методики биотестирования для определения токсичности различных компонентов природной среды. В качестве тест-объектов для определения токсичности воды использовались – бактерии *Vibrio fischeri,* инфузории *Paramecium caudatum, Tetrahymena pyriformis;* водоросли *Scenedesmus quadricauda, Selenastrum capricornutum*; ракообразные *Daphnia magna, Ceriodaphnia affinis, Artemia salina;* рыбы *Poecilia reticulata, Brachydanio rerio*; высшие водные растения *Lemna minor;* кишечнополостные *Hydra attenuat;* нематоды *Panagrellus redivivus*. Для определения токсичности донных отложений (ДО) – личинки комаров *Chyronomus dorsalis*, черви *Enchytraeus albidus*. Для определения токсичности и фитотоксичности почв – высшие растения лук *Allium cepa*, семена редьки *Raphanus sativus*, салата *Lactuca sativa*, ячменя *Hordeum vulgare*, кукурузы *Zea mais*, навозные черви *Eisenia fetida*. Для определения генотоксичности и мутагенности всех компонентов использовались тесты на бактериях *Salmonella typhimurium*, насекомых *Drosophila melanogaster*. По результатам апробации отобраны наиболее эффективные методики биотестирования для использования в условиях Украины.

Без получения достоверной токсикологической информации и сопоставимых результатов невозможно эффективное использование результатов биотестирования в природоохранной практике. Поскольку биологические методы (биотестирование и биоиндикация) в оценке состояния природной среды применялись, в основном, как рекомендательные, метрологическое обеспечение выполнения соответствующих определений не разрабатывалось. Вместе с тем, учитывая создавшуюся в последние годы неблагоприятную экологическую ситуацию в ряде регионов Украины, возникла необходимость во внедрении биотестирования в систему мониторинга окружающей среды, нормирования и контроля источников ее загрязнения. Требования метрологического обеспечения методик измерений определены Законом Украины [4] и сформулированы таким образом: допускается использовать результаты измерений, если для них установлены характеристики ошибок; измерения могут выполняться только в аккредитованных лабораториях в соответствии с аттестованными методиками. Перечисленные

требования распространяются и на методики биотестирования, если результаты определения токсичности используются для принятия управленческих природоохранных решений. С целью выполнения указанных в Законе требований разработаны нормативные документы, регламентирующие порядок аттестации методик биотестирования и аккредитации лабораторий, выполняющих работы по определению токсичности [2, 5, 6]. Введение в действие этих документов позволило впервые аккредитовать лабораторию УкрНИИЭП и ряд лабораторий территориальных управлений по охране окружающей природной среды на право выполнения работ по биотестированию. С учетом требований [2, 6] аттестованы все методики биотестирования и на их основе подготовлены нормативные документы, устанавливающие процедуру определения токсичности сточных, поверхностных, подземных, питьевых, морских вод, ДО, почв, отходов, отдельных веществ [1]. Данное направление работы получило развитие в подготовке совместно с российскими специалистами "Руководства по биотестированию" [15] в связи с необходимостью проведения мониторинга трансграничных участков рек.

С целью гармонизации национальных нормативных документов с международными и адаптации последних к условиям Украины на основе международных стандартов ISO и методик, действующих на территории Украины, разработаны 14 государственных стандартов в области биотестирования.

Нормативно-правовое обеспечение. Внедрение биотестирования в природоохранную практику невозможно без создания нормативно-правовой базы. Первым нормативным документом, регламентирующим использование биотестирования в оценке и контроле качества воды, явилось РД 118-02-90 "Методическое руководство по биотестированию воды", содержащее детальное изложение методик определения токсичности сточных и природных вод и регламентирующее использование результатов биотестирования. В дальнейшем, постановлением Госкомитета УССР по экологии от 06.03.91 г. № 40 этот нормативный документ введен в действие на территории Украины, а Распоряжением Министерства охраны природы Украины от 20.11.92 г. № 18 всем территориальным службам рекомендовано показатель “токсичность воды” включить в перечень обязательных. В последние годы в Украине принят ряд законодательных документов, регламентирующих действия, направленные на предотвращение дальнейшей токсикогенной нагрузки на водные объекты. К ним относится постановление Кабинета министров Украины от 11.09.96 № 1100 “О порядке разработки и утверждения нормативов предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ и перечень загрязняющих веществ, сбрасывание которых нормируется”, в соответствии с которым показатель “уровень токсичности” (определенный на основе биотестирования) нормируется во всех случаях сбрасывания сточных вод в водные объекты. Постановлением Кабинета министров Украины от 20.07.96 № 815 “Об утверждении порядка осуществления государственного мониторинга вод” определено, что показатель уровня токсичности сточных вод входит в перечень обязательных при проведении наблюдений за источниками загрязнения водных объектов. В нормативном документе по организации и осуществлению государственного мониторинга вод область применения экотоксикологического метода распространена на наблюдения за состоянием и проведением оперативного контроля сточных, поверхностных, подземных, морских вод, ДО [13].

Использование биотестирования для оценки состояния компонентов окружающей природной среды, нормирования и контроля источников их загрязнения. С целью апробации методологических, методических разработок и нормативно-правовых документов лаборатория проводит экотоксикологические исследования в рамках выполнения государственных и региональных программ, международных проектов и заказов различных организаций. В процессе исследований решаются прикладные природоохранные задачи, связанные с использованием результатов биотестирования в системе комплексной оценки состояния различных компонентов природной среды, выявления источников поступления в окружающую среду токсичных веществ, нормирования токсикогенной нагрузки и разработки рекомендаций по организации токсикологического контроля объектов, которые представляют опасность для наземных и водных экосистем.

Результаты исследований имеют юридический статус, поскольку лаборатория аккредитована Госстандартом Украины на двух уровнях: как измерительная – на право определения токсичности сточных, поверхностных, подземных, питьевых, морских вод, ДО, почв, твердых отходов и отдельных веществ; как испытательная – в системе сертификации продукции на техническую компетентность и независимость в области биотестирования, разработки нормативов предельно допустимых уровней токсичности сточных вод и эколого-рыбохозяйственных нормативов. Ниже приводятся основные результаты внедрения биотестирования в природоохранную практику.

Экотоксикологический мониторинг поверхностных вод и источников их загрязнения. В последние годы качество поверхностных вод в Украине ухудшилось в связи с продолжающимся загрязнением водных объектов сточными водами. В реки Днепр, Северский Донец, Днестр и Южный Буг в период 1996–1999 гг. со сточными водами сброшено 6.39 млн. т загрязняющих веществ. В настоящее время состояние водных экосистем основных речных бассейнов Украины характеризуется как напряженное с элементами регресса в 57.4% случаев от общего количества обследованных пунктов наблюдений. При этом только в воде Днепра зафиксировано 228 случаев превышения рыбохозяйственных ПДК тяжелых металлов, нефтепродуктов и других экологически опасных загрязняющих веществ от 10 до 100 раз [10].

В связи с этим важнейшей водоохранной задачей, решаемой в рамках выполнения национальных программ по экологическому оздоровлению основных бассейнов рек (Днепра, Северского Донца и др.), является уменьшение дальнейшего токсического загрязнения водных объектов, ограничение поступления в них экологически опасных веществ путем нормирования сброса сточных вод и осуществления экотоксикологического мониторинга поверхностных вод.

Мониторинг поверхностных вод проводился в пределах речных бассейнов, которые отнесены к зоне экстремально высокого загрязнения, а также на трансграничных участках рек. Поскольку р. Днепр – главная водная артерия Украины, а водные ресурсы его бассейна составляют около 80% водных ресурсов

Украины, основной объем экотоксикологических исследований выполнен на водных объектах этого бассейна. Экотоксикологическая оценка состояния бассейна Днепра проводилась путем биотестирования проб воды и ДО, отобранных на различных участках реки и ее притоков (Рось, Ольшанка, Сула, Тясмин, Омельник, Ворскла, Орель, Коноплянка, Мокрая Сура, Самара). Токсичность речных вод определяли методиками биотестирования с использованием бактерий, инфузорий, водорослей, ракообразных, рыб; ДО – с использованием личинок комаров и энхитреид. Результаты биотестирования свидетельствовали, что воды были токсичными в 97, ДО – в 87% случаев. Эколого-токсикологическая ситуация на обследованных участках бассейна Днепра охарактеризована как чрезвычайно неблагоприятная для функционирования водных экосистем.

Сложившаяся кризисная экологическая ситуация в бассейне Днепра обусловлена чрезмерной токсикогенной нагрузкой на водную экосистему, особенно в пределах Днепропетровской и Запорожской областей, где сосредоточены предприятия топливно-энергетического, металлургического, оборонного комплексов и тяжелого машиностроения. Предприятия этих отраслей отводят в водные объекты бассейна Днепра сточные воды, содержащие в значительных количествах загрязняющие вещества (тяжелые металлы, фенолы, СПАВ, нефтепродукты и др.), большинство из которых обладают токсичными свойствами. Только в 2000 г. в Днепр сброшено 778.6 тыс. т загрязняющих веществ, в то время как в остальные водные бассейны, включая Черное и Азовское моря – 766.7 тыс. т [11].

С целью ограничения поступления в Днепр токсичных загрязняющих веществ проведена токсикологическая инвентаризация сточных вод предприятий – основных источников загрязнения реки. Выбор объектов проводился путем изучения ведомственных материалов (данных производственных лабораторий о качественном составе сточных вод) и государственной статистической отчетности. Пробы сточных вод отбирали непосредственно на сбросах в водные объекты, учитывая динамику изменения их химического состава в течение суток и во времени. Токсичность определяли с помощью биотестирования на ракообразных (дафниях и цериодафниях). Всего проанализировано

более 100 выпусков сточных вод предприятий, расположенных в пределах городов Днепропетровской и Запорожской областей. Результаты показали, что 25% проб сточных вод оказывали острое летальное действие на тест-объекты и, в соответствии с классификацией [12], относились к различным классам токсичности: от слабо до высокотоксичных. Токсичные сточные воды ранжированы по степени опасности для водных экосистем, а перечень предприятий–источников загрязнения Днепра направлен территориальным службам охраны природы для проведения водоохранных мероприятий. Для токсичных сточных вод установлены предельно допустимые нормативы в соответствии с требованием – отсутствие острой летальной токсичности на сбросе в водный объект. Соблюдение этого требования направлено на обеспечение постепенного уменьшения токсикогенной нагрузки на водную экосистему бассейна Днепра и улучшение качества поверхностных вод.

Вторая по водохозяйственному значению река для Украины – Северский Донец. Ее современное экологическое состояние характеризуется как катастрофическое, существенно усложняющее социально-экономическое развитие региона и отрицательно влияющее на состояние здоровья населения. Основная причина сложившейся ситуации – высокий уровень загрязнения водных объектов бассейна и деградация водных экосистем вследствие чрезмерной антропогенной нагрузки. Бассейн р. Северский Донец – один из наиболее урбанизированных и индустриальных регионов Украины с интенсивным ведением сельского хозяйства. В регионе расположено более 600 крупных водоемких промышленных предприятий (в том числе около 100 химических и металлургических). Серьезной проблемой является загрязнение реки шахтными водами, сточными водами жилищно-коммунальных предприятий и сельскохозяйственных производств.

В воде рек бассейна Северского Донца наблюдается превышение ПДК экологически опасных химических соединений (фенолов, тяжелых металлов, нефтепродуктов, детергентов, пестицидов) в десятки раз. Поэтому большинство из них утратили способность к самоочищению воды, а некоторые из них находятся под угрозой исчезновения.

Значительный вклад в загрязнение Северского Донца вносит Харьковская область, на территории которой функционирует более 1000 предприятий промышленного, сельскохозяйственного производства и жилищно-коммунального хозяйства. Наибольшую долю в загрязнение рек области вносят жилищно-коммунальные предприятия, сбрасывающие 88% загрязненных сточных вод от общего объема сброса по области. В 1999 г. предприятиями этой отрасли сброшено в бассейн реки 23.87 млн. $м^3$ загрязненных сточных вод [10].

Среди основных мероприятий по экологическому оздоровлению бассейна р. Северский Донец и охране поверхностных вод от загрязнения, наряду с другими, предусматривается создание интегрированной бассейновой системы мониторинга, включающей оценку качества воды в пограничных створах [7[. Важным элементом такой системы является биологический мониторинг, включающий и экотоксикологический.

С целью выявления экологически опасных источников загрязнения водных объектов на территории Харьковской области проведена токсикологическая инвентаризация сточных вод жилищно-коммунальных и крупных промышленных предприятий. Пробы отбирали на сбросах в водные объекты, токсичность сточных вод определяли методикой биотестирования на цериодафнии, которая является наиболее удобным тест-объектом с учетом ее чувствительности, экспрессности определения острой и хронической токсичности, что важно для установления не только уровней токсичности сточных вод, но и степени их влияния на качество воды водного объекта. Оказалось, что большинство сточных вод (77%) обладают токсическими свойствами. Их ранжирование по уровням токсичности (31 слаботоксичных, 31 среднетоксичных, 15% высокотоксичных) позволило выявить наиболее опасные источники загрязнения Северского Донца и его притоков в пределах Харьковской области.

Экотоксикологический мониторинг трансграничных участков рек. В соответствии с Программой работ на 1997–2000 гг., подготовленной Рабочей группой ЕЭК комиссии ООН по мониторингу и оценке трансграничных рек, для ограничения антропогенной нагрузки на водные экосистемы и обеспечения ее

нормального функционирования предложено использовать трехкомпонентный подход, предусматривающий оценку качества воды по физико-химическим, биологическим и экотоксикологическим параметрам. С целью реализации этого подхода лабораторией в рамках выполнения ряда международных проектов проводились экотоксикологические исследования качества воды и ДО трансграничных участков рек в бассейнах Днепра, Северского Донца, Западного Буга и Дуная. Пробы воды и ДО на токсичность отбирали одновременно с пробами для определения физико-химических и биологических параметров в пограничных с Россией и Беларусью створах рек: Днепра, Десны, Припяти, Стыри, Горыни, Ствиги, Уборти, Судости, Сейма, Псела, Ворсклы (бассейн Днепра); в пограничном с Россией створе Северского Донца; в пограничных с Венгрией, Словакией, Польшей, Беларусью створах рек: Западного Буга, Полтвы, Солокии, Раты, Луги, Студянки (бассейн Западного Буга); Тисы, Латорицы, Ужа (бассейн Дуная).

В процессе осуществления экотоксикологического мониторинга трансграничных рек апробировались биотесты, рекомендованные вышеупомянутыми европейскими документами, а также методики, используемые лабораторией при проведении экотоксикологического мониторинга на территории Украины. Применяли следующий набор биотестов: определение острой токсичности по снижению уровня люминесценции бактерий *Vibrio ficheri,* по снижению интенсивности размножения инфузорий *Tetrahymena pyriformis*, по снижению интенсивности размножения водорослей *Scenedesmus quadricauda,* по гибели и изменению морфологических признаков гидр *Hydra attenuata*, по гибели ракообразных *Ceriodaphnia affinis*, по выживаемости личинок комаров *Chironomus dorsalis,* по гибели рыб *Brachydanio rerio,* по изменению физиологических и морфологических признаков водных растений *Lemna minor*; определение хронической токсичности по выживаемости и плодовитости ракообразных *Ceriodaphnia affinis*, по выживаемости личинок комаров *Chironomus dorsalis.*

Установлена хроническая токсичность воды в трансграничных створах рек: для бассейна Днепра в 32, Северского Донца – в 35, Западного Буга – в 31, Дуная – в 20%

случаев. Токсичность ДО выявлена в 27% случаев в пробах, отобранных в трансграничных створах рек Западного Буга. В процессе апробации широкого набора биотестов проводился отбор наиболее эффективных и чувствительных методик биотестирования. В итоге для обязательного использования в экотоксикологическом мониторинге трансграничных участков рек рекомендован следующий набор методик: определение острой токсичности на водорослях *Scenedesmus quadricauda,* ракообразных *Ceriodaphnia affinis*, рыбах *Brachyodanio rerio*, водных растениях *Lemna minor*; определение хронической токсичности – на ракообразных *Ceriodaphnia affinis*; определение токсичности ДО – на личинках комаров *Chironomus dorsalis*; водных вытяжек ДО – на ракообразных *Ceriodaphnia affinis.*

С целью согласования программ мониторинга, перечня определяемых показателей состава и свойств воды, обсуждения полученных результатов проведены заседания Рабочих групп и совещания специалистов, представляющих пограничные государства. Результаты комплексных обследований опубликованы в коллективных монографиях [16, 17].

Экотоксикологический мониторинг компонентов окружающей среды, загрязненных вследствие ликвидации военных объектов. На протяжении 1996–2000 гг. проводились исследования по определению токсичности проб воды и почв из районов ликвидации ракетно-ядерного оружия (Кировоградская, Николаевская, Хмельницкая области) для оценки экологического состояния территорий, загрязненных в результате функционирования военных объектов опасными токсичными веществами: нефтепродуктами, гептилом, синтетическими поверхностно-активными соединениями, фенолами и др. В воде (160 проб), отобранной из водных объектов, колодцев и буровых скважин, определяли токсичность с помощью биотестирования на инфузориях *Tetrahymena pyriformis*, ракообразных *Ceriodaphnia affinis,* водорослях *Scenedesmus quadricauda*. Почву (600 проб) проверяли на фитотоксичность (тест-объект – семена редьки, *Raphanus sativus*) и на токсичность (тест-объект – черви *Eisenia foetida*). По данным биотестирования токсичность воды регистрировалась в 63, фитоксичность и токсичность почв – в 30, генотоксичность - в 38% случаев, т.е. они свидетельствовали об

экологически опасной ситуации в районах ликвидации ракетно-ядерных установок и необходимости проведения природоохранных мероприятий. Результаты экотоксикологических исследований направлены в соответствующие учреждения для принятия управленческих решений.

Некоторые другие области деятельности лаборатории и перспективные направления. Выполнялись экотоксикологические исследования качества питьевой воды из разных источников водоснабжения, продуктов химического синтеза и биологического происхождения, ввозимых в Украину из других стран и применяемых в различных отраслях народного хозяйства, а также осуществлялся экотоксикологический мониторинг поверхностных, подземных, питьевых вод и почв, прилегающих к территориям нефтедобывающих и нефтеперерабатывающих предприятий.

Лаборатория выполняет работы по установлению ориентировочно безопасных уровней воздействия и предельно допустимых концентраций веществ для водных объектов рыбохозяйственного водопользования. Это направление – чрезвычайно актуально в связи с тем, что, согласно существующему законодательству, на территории Украины до настоящего времени действует “Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов”, утвержденный Главрыбводом Минрыбхоза СССР от 09.08.90 г. №12-04-90.

Важна разработка методических рекомендаций, адаптированных к условиям Украины, для установления эколого-рыбохозяйственных нормативов – ОБУВ и ПДК, а также нормативов для большого перечня веществ (особенно ввозимых из-за рубежа) и потенциально опасных для окружающей среды и здоровья людей, Перспективными направлениями работы лаборатории являются также:

- усовершенствование эколого-токсикологических нормативов качества воды, почв и других компонентов природной среды, гармонизация этих нормативов с действующими в других странах;

- разработка гармонизированных с используемыми в пограничных странах методик экотоксикологической оценки качества воды и ДО трансграничных рек;
- усовершенствование приемов пробоподготовки ДО, почв, твердых отходов для биотестирования и разработка модифицированных методик определения их токсичности;
- создание базы данных токсикологической информации о состоянии водных объектов и экологической опасности источников их загрязнения в разных регионах Украины.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Біотестування у природоохоронній практиці. // Збірник методик. Київ, 1997. 347 с.
2. Державний стандарт України. Охорона довкілля та раціональне поводження з ресурсами. Методики біотестування води. Настанови. ДСТУ 3959-2000 Київ: Держстандарт України, 2000. 19 с.
3. Державний стандарт України. Охорона природи. Гідросфера. Токсикологія води. Терміни та визначення. ДСТУ 3928-99. Київ: Держстандарт України, 2000. 20 с.
4. Закон України "Про метрологію та метрологічну діяльність" // Офіційний вісник України. Київ, 1998. № 9. С. 39–54.
5. Керівний нормативний документ. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Атестація лабораторій з біотестування. Основні положення. КНД 211.1.0.052-96. Київ: Мінприроди України, 1997. 35 с.
6. Керівний нормативний документ. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Атестація методик біотестування. Основні положення. КНД 211.1.0.051-96. Київ: Мінприроди України, 1997. 33 с.
7. Концепція екологічного оздоровлення басейну р. Сіверський Донець. Київ: Мінекоресурсів України. 2003. 7 с.
8. *Крайнюкова А.Н.* Биотестирование в системе оценки и контроля источников токсического загрязнения водной среды // Автореф. дисс. … докт. биол. наук. Купавна, 1991. 39 с.

9. Методические указания по рыбохозяйственным требованиям к расчету ПДС, с учетом ассимилирующей способности водоемов. Л.: 1989. 19 с.
10. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1999 році. Київ: 2000. 184 с.
11. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2000 році. Київ: 2001. 184 с.
12. Нормативний документ. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. Київ: Мінекоресурсів України, 2000. 28 с.
13. Нормативний документ. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Київ: Мінекоресурсів України 2001. 54 с.
14. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязненности природных вод – коэффициента загрязненности (КЗ). Харьков, 1982. 10 с.
15. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 118 с.
16. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины. Киев: Академпериодика, 2002. 355 с.
17. Transboundary Water Quality Monitoring and Assessment, Summary Report and Recommendation of the project. Programm Bug and Latorica/Uzh. Kyiv: March 2001 // Kyiv: 2001. 168 p.

THE USE OF BIOTESTING TECHNIQUES FOR ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL COMPONENTS AND CONTROL OF POLLUTION SOURCES IN UKRAINE

Krainyukova A.N.
Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problems (USRIEP)
6 Bakulin Street, 61166 Kharkov, Ukraine,
biotest@niiep.kharkov.ua

Over the last decade, the USRIEP Biological Research and Biotesting Laboratory has developed and specified the ecological/toxicological quality standards for natural and wastewaters. These developments were a result of long-term research activities initiated back in 1977, when the Laboratory was part of the VNIIVO Institute. The Laboratory developed water quality classification scales based on quantitative and qualitative characteristics. New and existing biotesting techniques were also developed/modified for the assessment of toxicity levels in various media. These techniques were approved, adjusted in accordance with international standards, adapted to the Ukrainian conditions, tested and implemented within the framework of ecotoxicological monitoring program which covers wastewaters, surface waters, ground waters, drinking water, bottom sediments and soils, and is an integral component of the system for regulation and control of toxic pollution of the environment in various regions of Ukraine. In general, 13 guideline documents and 14 State Standards in the field of biotesting were developed and approved, together with relevant legal framework for application of biotesting techniques in environment protection practice.

УДК 577.1:574.64:597.08

БИОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ТОКСИЧЕСКИХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА РЫБ

Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Сидоров В.С.
Институт биологии Карельского научного центра РАН,
185610 Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11,
nemova@krc.karelia.ru

Приведен краткий обзор существующих к настоящему времени биохимических методов оценки токсических воздействий на рыб. Основываясь на этих данных и полученных в собственных исследованиях результатов по проблеме, предлагается в качестве критерия комплексной оценки влияния токсикантов на рыб использовать интегральный биохимический индекс (ИБИ). Минимальный набор для расчета ИБИ должен включать 35 – 40 биохимических показателей, характеризующих основные биохимические функции организма. Поиск предлагаемого способа оценки проходил по следующим этапам: использование отдельных биохимических тестов → разработка системы эколого-биохимического мониторинга и тестирования → вычисление ИБИ.

Состояние водных экосистем отражает общее состояние биосферы, антропогенное воздействие на которую растет крайне быстрыми темпами [18,69]. Наличие токсикантов в воде само по себе еще не означает токсичность. Токсические вещества должны быть биологически доступны, то есть токсичность – характеристика биологическая. Бывают случаи, когда химический состав не может быть определен, а вода токсична. И наоборот, химический анализ показывает наличие токсикантов, а токсичность не проявляется [67]. Установлено, что загрязняющие агенты могут оказывать специфическое и неспецифическое воздействие на организм гидробионтов [93]. Вещества, оказывающие неспецифическое воздействие, вызывают изменения на коже, жабрах, слизистой оболочке рта и пищеварительного тракта. В этом случае речь идет о первичных раздражителях, так как они вызывают локальные воспалительные реакции. Примером являются различные кислоты, щелочи, альдегиды, под действием которых образуются изъязвления слизистых оболочек. Второй тип механизмов связан с так называемыми специфическими раздражителями, которые даже в низких дозах могут вызвать патологические изменения в специфических клетках тканей и органов с последующими изменениями их функционирования. Степень вредности этих веществ зависит от эффективности защитных и восстановительных механизмов организма. Необратимо поврежденные клетки могут превратиться в фиброзную ткань, которая серьезно влияет на функции органа. Кроме того, необходимо учитывать, что в результате биотрансформации некоторых ксенобиотиков в живых организмах возникают высоко реакционноспособные вещества, обладающие мутагенным, канцерогенным и тератогенным действием [69].

Методы, используемые для выявления эффекта различных воздействий на состояние водных экосистем разнообразны. К ним относятся гидрологические, гидрохимические, гидробиологические, ихтиологические, микробиологические, гистохимические и другие [13, 19, 23, 30, 61, 64]. В настоящее время при изучении влияния на рыб различных токсикантов все шире используются биохимические методы [23, 28, 29, 31, 44, 61, 67, 68]. Они позволяют наблюдать изменения в обмене веществ, наступающие, как правило, до появления физиологических, морфологических и других отклонений от нормы, дают возможность выявить границы адаптационных способностей, определить фазу воздействия фактора (адаптация, предпатология, патология) и на основании этого делать выводы о степени устойчивости и чувствительности видов. В научной литературе описано несколько достаточно "удачных" систем для комплексного биохимического тестирования токсических воздействий на рыб, каждая из которых включает от 5 до 20 биохимических показателей [72, 73, 75]. Например, в одном из лучших в этом плане руководств ("Биотест. Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов"), выпущенном под редакцией В.М. Захарова и Д.М. Кларка [16], рекомендуется 12 биохимических показателей (определение активности супероксиддисмутазы, монооксигеназы, содержания продуктов деградации нуклеиновых кислот – цитозиновых и тиаминовых гликолов, 8-оксиформ аденина и гуанина, цитохрома Р450, свободного и связанного оксипролина, металлотионеинов,

желчных кислот и холестерина в желчи, отдельных изопреноидов и хлорофилла в растениях), которые позволяют в некоторой степени оценить активность окислительного стресса, повреждений ДНК, детоксикационную активность печени. Правда, наряду с биохимическими показателями, в инструкции рекомендуется использовать морфологические и гистологические тесты (более 10), генетические (5), физиологические (5), иммунологические (7), что технически затрудняет организацию выполнения такого рода комплексных работ, так как требует создания специализированных и достаточно больших лабораторий, в которых нужно иметь разнородное оборудование и специалистов разного профиля (морфологов, гистологов, генетиков, цитогенетиков, иммунологов и биохимиков).

Б.И. Колупаев [21] рекомендует для оценки состояния гидробионтов при воздействии на них различных экстремальных факторов систему тестов, связанных одной функцией – обеспечения кислородного режима организма (СОКРО). Его система состоит из трех частей: звена доставки кислорода к поверхности газообмена (частота дыхания), звена транспорта газов кровью (частота сердцебиений, содержания эритроцитов, концентрация оксигемоглобина и метгемоглобина, активность каталазы, пероксидазы, карбоангидразы, гематокрит крови) и звена поглощения кислорода клетками-потребителями (потребление кислорода, выделение углекислоты, дыхательный коэффициент, активность цитохромоксидазы и сукцинатдегидрогеназы в жабрах и печени). Эта система базируется на постулате, что любое изменение в организме гидробионтов прямо или косвенно отражается на компонентах дыхательной системы организма. Недостатками предлагаемой системы тестов является то, что большинство из них выполняется на живом материале в условиях стационарного аквариального эксперимента и оценивается лишь одна функция организма – дыхательная, что не всегда позволяет понять механизм действия токсиканта и выйти на приоритетные загрязнители при изучении многокомпонентных загрязнений природных водоемов.

Г.В. Кудрявцева [25] обратила внимание экологов и токсикологов на высокую чувствительность соотношения активности ферментов окислительной ветви пентозофосфатного пути к ферментам неокислительной ветви этого пути. Для оценки физиологического состояния рыб и других гидробионтов она рекомендует использовать "пентозный коэффицент" – отношение активности глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы к общей пентозофосфатметаболизирующей активности или, иногда, просто отношение двух ключевых ферментов окислительной и неокислительной ветви пентозофосфатного пути деградации глюкозы (глюкозо-6-фосфатдегидрогеназа/транскетолаза) [25, 26]. И в этом случае, несмотря на многие интересные корреляции между степенью реакции организма и различными экологическими факторами, в том числе воздействие загрязнителей, дается оценка только одной из окислительных ветвей в сложнейших ответных реакциях организма, наблюдаемых на биохимическом уровне. Можно было бы привести и другие примеры поисков подходящих биохимических систем оценки состояния гидробионтов, но все они "грешат" односторонностью (оценивают 1–3 функции организма), а также не обращают достаточного внимания на теоретическое обоснование выборки тест-объектов. Однако среди многих работ, появившихся в этой области в последние годы, следует отметить работы С.И. Гвозденко с сотрудниками [14] и И.И. Рудневой-Титовой [41], использующих довольно большой комплекс показателей окислительного стресса (продукты окисления липидов, антиоксидантные ферменты и др.). Особенно близки нам по постановке проблемы (эколого-биохимической оценки состояния природных сред) работы биологов из НИИ биологии Днепропетровского университета, в которых для комплексного эколого-биохимического тестирования наземных сред использовали несколько видов беспозвоночных (дождевые черви) и позвоночных (озерная лягушка, прыткая ящерица) и около 75 биохимических показателей, включающих различные фосфолипиды, холестерин, белки, глутаминовую кислоту, цитохромы, триацилглицерины, нуклеиновые кислоты [14, 20].

Впервые идея о необходимости создания системы эколого-биохимического мониторинга и тестирования водоемов по состоянию рыб была высказана В.С. Сидоровым на первом

симпозиуме по экологической биохимии и физиологии рыб в 1987 году [43]. Еще раньше проблему развития исследований по экологической биохимии гидробионтов обозначил академик Е.М. Кребс на биохимическом съезде в 1979 году [24]. Затем на конференциях различного уровня было представлено множество научных докладов, так или иначе связанных с разработкой этой системы. За прошедший период представления о проблеме сильно трансформировались. Нет смысла доказывать важность, необходимость и перспективность работ в области эколого-биохимического тестирования и мониторинга природных сред, в том числе водоемов.

В течение последних 30 лет в лаборатории экологической биохимии Института биологии Карельского НЦ РАН разрабатываются различные аспекты эколого-биохимического тестирования и мониторинга водоемов по биохимическому состоянию обитающих в них рыб. В многочисленных публикациях [1, 9, 45–48, 52, 53] была рассмотрена система эколого-биохимического мониторинга водоемов. Она была предложена и многократно апробирована для оценки реакции рыб на воздействие различных факторов среды, в том числе поллютантов [5, 7, 8, 12, 17, 33, 34, 35, 37, 39, 55, 63, 71]. В наших исследованиях был использован сравнительно большой арсенал биохимических методов, позволяющий оценить вариабельность примерно 150–200 индивидуальных показателей белкового, липидного, углеводного, нуклеопротеидного статуса, энзиматического профиля организмов, тканей, клеток и субклеточных структур тканей рыб под влиянием таких факторов, как сезонность, температура, pH, изменения в питании, действие промышленных отходов, в том числе различных органических и неорганических соединений, тяжелых и легких металлов, а также некоторых болезней рыб (некроз плавников, катаракта, гельминтозы, аэромоноз, расслоение мышц и др.) [2, 3, 4, 10, 11, 32, 34, 40, 54, 56, 62, 65, 66,]. Предложенная нами комплексная система тестов, построенная на основе результатов многочисленных исследований в области экологической биохимии рыб, включает несколько принципиальных позиций, в которых учитывается: экологическая и таксономическая вариабельность объектов, стадия их онтогенеза, необходимость использования в анализах комплекса органов и тканей, уровень достижений биохимической диагностики в медицине, применение различных контролей, уменьшающих ошибку микрометодов при небольшой статистической выборке, а также разработка и использование полевой биохимии [45, 52].

В целом эта система тестов позволяет оценить по некоторым параметрам несколько физиолого-биохимических функций в организме рыб: окислительный стресс, процессы деградации и биосинтеза биополимеров, состояние органов по проницаемости их биомембран и появлению в крови специфических для отдельных тканей и органов компонентов, детоксикационную способность печени и почек, генную регуляцию обмена веществ, общий адаптивный синдром, функционирование путей транспорта липидов, функционирование биомембран. Важно подчеркнуть, что указанный перечень важнейших биохимических функций был получен в результате многолетней исследовательской работы. На первых этапах поиск методов вели довольно широким фронтом. Затем, накопив некоторый опыт, в систему методов включили необходимое и достаточное их число. При этом наряду с фундаментальными исследованиями, решали и конкретные задачи, актуальные для региона. Например, загрязнение водоемов отходами целлюлозно-бумажного производства, паразитарные и алиментарные болезни выращиваемой на рыбоводных заводах и в прудовых хозяйствах рыбы, установление ПДК некоторых веществ, выявление приоритетных загрязнителей и другие. Выяснилось, что реакция организма на многие неблагоприятные факторы соответствует характеристикам неспецифического адаптационного синдрома [6, 7, 15, 34, 49, 54, 66]. С учетом собственных, а также имеющихся в медико-биологической литературе сведений о способах оценки состояния организма и вели отбор тестов для системы. Как и любая другая, предлагаемая система требует дополнения и дальнейшего совершенствования. В достаточно полном объеме она была успешно апробирована уже в последнее время при изучении влияния самых разнообразных токсических факторов. В частности, были проведены комплексные исследования по влиянию ртути и сопутствующих факторов – ацидности и гумифицированности водоемов, на рыб [4, 38, 40, 60].

Проблема закисления поверхностных вод, загрязнения ртутью и проявления токсичности тяжелых и других металлов для гидробионтов в северных водоемах является актуальной [22, 58, 59].

При интерпретации разнообразных биохимических данных, полученных при изучении влияния различных экологических факторов, и особенно химических загрязнителей, мы столкнулись с необходимостью суммарной оценки биохимических реакций организма на эти воздействия. Изменение каждого биохимического параметра при разных концентрациях токсикантов контролируется столь многочисленными факторами, в свою очередь варьирующими в разной степени под действием различных веществ, что ожидать прямолинейной зависимости отдельных биохимических компонентов было бы нереальным. Поэтому необходимо было найти какую-то единую интегральную величину, усредняющую наблюдаемое разнообразие ответов организма на уровне индивидуальных биохимических показателей и коррелирующую с дозой токсиканта. Кроме того, было необходимо определить для каждого биохимического показателя нормальные пределы вариабельности, за которыми начинается зона патологии.

Для решения поставленной задачи было проведено сравнение двух наборов биохимических тестов: минимального и оптимального. Первый содержал 10–15 показателей, определяемых в 3–4 органах, и относящихся к выполнению в организме и тканях как минимум пяти биохимических функций. Поддержание общего гомеостаза (белок), функционирование мембранной системы (насыщенные, ненасыщенные, полиеновые жирные кислоты, их соотношение), внутриклеточное пищеварение, детоксикация дефектных и чужеродных соединений, ограниченный протеолиз, стресс (катепсин D, ДНКаза), окислительный стресс (каталаза, малоновый диальдегид), функционирование соединительных тканей (свободный и коллагеновый оксипролин). Оптимальный вариант включал 35–45 тестов, а в отдельных случаях до 150–200 (с учетом изучения их в нескольких органах рыб). Дополнительно к перечисленным выше в этот набор входили такие показатели, как катепсин В, РНКаза, β-глюкозидаза, β-галактозидаза (функция внутриклеточного пищеварения), триацилглицерины и эфиры холестерина (энергетический обмен), холестерин и индивидуальные фосфолипиды (компоненты биомембран). Индивидуальные жирные кислоты (биомембраны), альдолазу, цитохромоксидазу, изоферменты лактатдегидрогеназы (энеогетический обмен). Ответ на второй вопрос (о пределах варьирования) базировался на результатах предшествовавших многолетних исследований по вариабельности разнообразных биохимических компонентов под влиянием экологических факторов. Установлено, что по степени изменчивости все показатели условно можно разделить на две группы: более изменчивые, адекватно реагирующие на эколого-физиологические факторы, и менее изменчивые, заметно изменяющие свою концентрацию или активность лишь при сильной патологии или экстремальных воздействиях факторов внешней среды [42, 44]. В первую группу входят хорошо изученные нами (в плане эколого-физиологической вариабельности) лизосомальные ферменты, ТАГ и ЭХ. Вторая группа состоит из соотношения фосфолипидов в биомембранах и тканях, коллагенового оксипролина, суммарного белока. Кроме того, мы выделяем еще и промежуточную группу – жирные кислоты, желчные кислоты, холестерин, ферменты углеводного и энергетического обмена, каталазу, МДА.

Нормальным, в большинстве случаев, можно считать варьирование, выраженное в процентах к средней величине показателя, для первой группы от –70 до +200, для второй – от –15 до +25 , а для промежуточной – от –50 до +100 %.

Для первой группы характерна и более широкая филогенетическая вариабельность показателей, обнаруживаемая уже при сравнении родов, семейств, иногда и видов, в то время как для второй – филогенетическая изменчивость становится заметной лишь на уровне классов. Кстати говоря, недавно обнаружено, что и гены, определяющие фенотипическое проявление биохимических признаков первой группы, более изменчивы, чем гены, связанные со второй и третьей группой показателей [57]. Это соответствует более ранним данным о скоростях изменения аминокислотной последовательности в различных белках в процессе эволюции.

Таким образом, основываясь на вышеприведенной оценке изученных биохимических параметров, в каждом из вариантов определяли число показателей, близких к крайним границам вариабельности, или даже выходящих за эти границы и выражали это количество в процентах от общего их числа. Эту величину мы назвали “интегральным биохимическим индексом” (ИБИ) или “биохимическим индексом стресса” [36, 49–51, 74].

Использование ИБИ было продемонстрировано при оценке реакции рыб (радужная форель, сиг, щука, окунь, плотва) на загрязнение водоема отходами горно-обогатительного производства, сильно изменившими условия обитания гидробионтов [27, 49, 50]. ИБИ был рассчитан также и при изучении в аквариальных условиях влияния 9 запатентованных препаратов, применяемых в качестве компонентов буровых растворов, на биохимический статус речной камбалы *Platichtys flesus* L. и семги *Salmo salar* L. [36, 51, 74].

Важно, что величина ИБИ во всех случаях соответствовала классическому принципу токсикологии “доза–эффект”, то есть с увеличением дозы токсиканта усиливался производимый им эффект. Эта величина в комплексе с другими показателями оказалась полезной при определении ПДК (предельно допустимых концентраций токсикантов), когда требуется суммарная оценка биохимических изменений, и при выявлении механизмов и степени происходящей в организме биохимической адаптационной перестройки при хроническом действии на него негативных факторов. Показано также, что эта величина различная у разных видов рыб, зависит от токсичности загрязняющих веществ. Она позволяет легко выйти на наиболее чувствительные к токсикантам точки метаболизма, как в острых и хронических экспериментах, так и в природных условиях. Чувствительность и точность индекса, по-видимому, зависит от общего числа (до определенного предела, который еще нужно установить) используемых биохимических тестов и от степени охвата ими различных сторон метаболизма. Только при широком биохимическом подходе можно с уверенностью оценить характер появившихся при воздействии токсикантов на живой организм отклонений от нормы, выйти на основной механизм патологий, на приоритетные загрязнители, наладить раннюю диагностику тех или иных токсикогенных отклонений от нормы. Величина индекса и характер его изменений прямо пропорциональны силе (дозе) воздействия фактора, зависит от вида рыбы, особенностей ее экологии, стадии онтогенеза и годового цикла, природы действующего фактора. Можно допустить, что этот индекс может иметь более широкое значение при изучении различных не только токсикологических, но и других экологических и патологических процессов. Думается, что он найдет применение при сравнительном изучении особенностей биохимических адаптаций и других животных к различным изменяющимся условиям среды.

Таким образом, в результате поиска новых принципов и методологических подходов для оценки реакции рыб на токсические вещества была вычислена новая величина – интегральный биохимический индекс. Предлагаемый способ оценки биохимических изменений в организме рыб может быть полезен не только при решении практических задач биомониторинга и биотестирования, нормирования антропогенной нагрузки на водоемы, но и многих общебиологических вопросов.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты 95-04-11032, 97-04-48247, 97-04-6304, 98-04-48482, 99-04-63019, 00-04-63047, 00-04-48451, 01-04-63040, 01-04-48050, 02-04-48451, 02-04-63009, 02-04-63009, 02-04-63004).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Биохимические методы в экологических и токсикологических исследованиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1993. 234 с.
2. Биохимические особенности болезней рыб. Петрозаводск: Карельский научный центр АН СССР, 1991. 151 с.
3. *Богдан В.В., Смирнов Л.П.* Влияние аэромонадной инфекции на мембранные липиды некоторых тканей питающихся и голодающих годовиков карпа *Cyprinus carpio* L. // . Вопр. ихтиологии. 2000. Т. 40. № 1. С. 128–132.
4. *Богдан В.В., Немова Н.Н., Руоколайнен Т.Р.* Влияние ртути на состав липидов печени и мышц // Вопр. ихтиологии. 2002. Т. 42. № 2. С. 259–263.

5. *Богдан В.В., Зекина Л.М., Такшеев С.А., Еремеев В.И., Сидоров В.С.* Желчнокислотный состав желчи у щуки *Esox lucius* L. при техногенном воздействии //. Вопр. ихтиологии. 2000. Т.40. № 5. С. 573–576.
6. *Ведемейер Г.А., Мейер Ф.П., Смит Л.* Стресс и болезни рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. 128 с.
7. *Высоцкая Р.У.* Лизосомальные ферменты у рыб и влияние на них природных, антропогенных и патогенных факторов: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Петрозаводск, 1999. 42 с.
8. *Высоцкая Р.У., Руоколайнен Т.Р.* Лизосомальные ферменты у рыб в условиях антропогенного загрязнения водоемов // Крупные озера Европы – Ладожское и Онежское (настоящее и будущее): Тез. докл. междунар. конф. Петрозаводск: Изд-во Петрозаводского ун-та, 1996. С. 110–112.
9. *Высоцкая Р.У., Такшеев С.А.* Оценка экологического состояния водоема по активности ферментов в тканях рыб в условиях техногенного загрязнения // Адаптации животных и растений к условиям Арктических морей: Тез. докл. междунар. семинара, посвященного памяти академика Е.М. Крепса, г. Мурманск, 11-13 мая 1999 г. Апатиты: Кольский научный центр РАН, 1999. С. 22–27.
10. *Высоцкая Р.У., Каймина Н.В., Сидоров В.С.* Влияние различных солей калия на активность некоторых ферментов развивающейся икры радужной форели // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 6. С. 82–91.
11. *Высоцкая Р.У., Лызлова М.Ю., Юровицкий Ю.Г., Сидоров В.С.* Изменение активности лизосомальных ферментов печени рыб при действии экологических факторов // Известия АН РАН. Сер. биол. 1994. № 4. С. 611–616.
12. *Высоцкая Р.У., Крупнова М.Ю., Ломаева Т.А., Такшеев С.А.* Влияние компонентов буровых растворов на активность лизосомальных и антиоксидантных ферментов камбалы // Современные проблемы водной токсикологии: Тез. докл. Всероссийской конф., 19-21 ноября 2002 г. Борок: Ин-т биол. внутр. вод. РАН, 2002. С. 30–31.
13. *Выхристюк Л.А., Зинченко Т.Д., Шитиков В.К.* Комплексная оценка экологического состояния равнинных рек в условиях антропогенных воздействий // Научные аспекты

экологических проблем России: Тез. докл. Всероссийской конф. М.: 2001. С. 70.
14. *Гвозденко С.И., Филатова Т.А., Смыр Т.М., Филатов О.В.* Оценка адекватными методами исследования токсического действия фунгицидных препаратов на гидробионтов // Первый конгресс ихтиологов России. М.: ВНИРО, 1997. С. 215.
15. *Горизонтов П.Д.* Адаптационный синдром // БМЭ, М.: Советская энциклопедия. Т. 1. 1974.С. 63–64.
16. *Захаров В.М., Кларк Д.М. (ред.).* Биотест. Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. М.: 1993. 68 с.
17. *Зекина Л.М., Рипатти П.О., Сидоров В.С.* Ихтиопатологическое тестирование на основе анализа желчных кислот // Методы ихтиотоксикологических исследований: Тез. докл. Первого Всесоюзн. симпоз. по методам ихтиотоксикологических исследований. Л.: ГосНИОРХ НПО Промрыбвод, 1987. С. 37–39.
18. *Израэль Ю.А.* Проблемы антропогенной экологии // Научные аспекты экологических проблем России. Т. 1. М.: Наука, 2002. С. 9–21.
19. *Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амундсен П.-А.* Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: Кольский НЦ РАН, 1999. 142 с.
20. *Кесельман М.Л., Гвозденко С.И., Кузнецова Л.Я.* Свободно радикальные процессы, активность антиоксидантных механизмов и структурно-функциональное состояние мембран в тканях рыб при воздействии пиретроидных пестицидов // Первый конгресс ихтиологов России. М.: ВНИРО, 1997. С. 220–221.
21. *Колупаев Б.И.* Дыхание гидробионтов в норме и патологии. Казань: Изд-во Казанского ун-та. 1989. 189 с.
22. *Кочарян А.Г., Морковкина И.К., Сафронова К.И.* Поведение ртути в водохранилищах и озерах // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах. Ч. III. Новосибирск, 1989. С. 88–127.
23. *Кошелев Б.В.* Биоиндикация водных экосистем на основании анализа особенностей гаметогенеза и размножения рыб // Животные в биоиндикации состояния среды. М.: Наука, 1991. С. 166–170.
24. *Крепс Е.М.* О приспособительной роли клеточных липидов // IV Всесоюзный биохимический съезд. Тез. симпоз. докл. М.: Наука,1979. С. 34–36.
25. *Кудрявцева Г.В.* Эколого-физиологические особенности и роль пентозофосфатного пути обмена углеводов в адаптации гидробионтов: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. М., 1990. 35 с.
26. *Кудрявцева Г.В., Шишкин В.И.* Надежность и качество ферментативных функциональных систем. СПб.: Изд-во Санкт-Петербургского ун-та, 1996. 68 с.
27. *Кухарев В.И., Пальшин Н.И., Сало Ю.А.* Общая характеристика озерной системы Кенти-Кенто // Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1995. С. 4–8.
28. *Лукьяненко В.И.* Общая ихтиотоксикология. М.: Лег. и пищевая пром-сть, 1983. 320 с.
29. *Лукьяненко В.И.* Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М.: ВО Агропромиздат. 1987. 240 с.
30. *Лукьяненко В.И., Карпович Т.А.* Биотестирование на рыбах токсичности сточных вод (Методические рекомендации). Рыбинск: Ин-т биологии внутр. вод АН СССР, 1989. 96с.
31. *Майер Ф., Мерле П.* Коллаген и гидрооксипролин в токсикологических исследованиях на рыбах // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. Л., 1979. С. 310–319.
32. *Мещерякова О.В.* Изоферменты лактатдегидрогеназы, малатдегидрогеназы и 1-глицерофосфатдегидрогеназы в тканях окуня *Perca fluviatilis* и плотвы *Rutilus rutilus* // Вестник молодых ученых № 4. Науки о жизни № 1. 2002. С. 47–52.
33. *Немова Н.Н.* Внутриклеточные протеиназы в эколого-биохимических адаптациях у рыб: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. М., 1992. 42 с.
34. *Немова Н.Н.* Внутриклеточные протеолитические ферменты у рыб. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1996. 104 с.

35. *Немова Н.Н., Сидоров В.С.* Влияние некоторых токсикологических факторов на лизосомальные протеиназы пресноводных рыб // Гидробиол. журн. 1990. Т. 26. № 4. С. 69–73.
36. *Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Сидоров В.С.* Эколого-биохимическое тестирование водоемов по состоянию рыб // Научные аспекты экологических проблем России. Т. 1. М.: Наука, 2002. С. 215–220.
37. *Немова Н.Н., Крупнова М.Ю., Кяйвяряйнен Е.И., Волков И.В.* Влияние токсических факторов на протеолитическую активность в икре и ранних личинках рыб // Известия РАН. Сер. биол. 1994. № 4. С. 605–610.
38. *Немова Н.Н., Кяйвяряйнен Е.И., Крупнова М.Ю., Бондарева Л.А.* Активность внутриклеточных протеолитических ферментов в тканях окуня *Perca fluviatilis* с различным содержанием ртути // Вопр. ихтиологии 2001. Т. 41. № 5. С.704–707.
39. *Немова Н.Н., Сидоров В.С., Высоцкая Р.У., Смирнов Л.П., Богдан В.В., Крупнова М.Ю., Кяйвяряйнен Е.И.* К вопросу о биохимических механизмах обезвреживания чужеродных веществ в организме рыб // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Матер. II (XXV) междунар. конф., Петрозаводск: Изд-во Петрозаводского ун-та, 1999. С. 260–262.
40. *Регеранд Т.И., Нефедова З.А., Тойвонен Л.В., Дубровина Л.В., К.-М. Вуори, Маркова Л.В., Руоколайнен Т.Р.* Липидный метаболизм личинок ручейника при низких значениях pH среды // Онтогенез. 2002. Т. 33. № 4. С. 286–292.
41. *Руднева-Титова И.И.* Антиоксидантные системы морских животных в процессе их эволюции, онтогенеза и при действии антропогенных факторов: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Харьков, 1994. 46 с.
42. *Сидоров В.С.* Эволюционные и экологические аспекты биохимии рыб: Автореф. дисс. ... доктора биол. наук. М., 1986. 56 с.
43. *Сидоров В.С.* К вопросу об эколого-биохимическом мониторинге // Первый симпозиум по экологической биохимии рыб: Тез. докл. Всесоюзн. симпоз. Ярославль: Ин-т биол. внутр. вод. АН СССР, 1987. С.174–176.
44. *Сидоров В.С.* Экологическая биохимия рыб. Липиды. М.: Наука, 1983. 240 с.
45. *Сидоров В.С., Немова Н.Н.* Принципы и методы эколого-биохимического тестирования и мониторинга природных сред // Финно-угорский мир: состояние природы и региональная стратегия защиты окружающей среды. Сыктывкар, 2000. С. 134–140.
46. *Сидоров В.С., Юровицкий Ю.Г.* Перспектива использования биохимических методов регистрации экологических модуляций // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. С. 264–277.
47. *Сидоров В.С., Высоцкая Р.У., Такшеев С.А.* Эколого-биохимический мониторинг и тестирование водоемов // Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 2: Тез. докл. междунар. конф. Тольятти, 1998. С. 165–166.
48. *Сидоров В.С., Немова Н.Н., Регеранд Т.И.* Система эколого-биохимического мониторинга водоемов // Ладожское озеро. Петрозаводск: Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН, 2000. С. 75–81.
49. *Сидоров В.С., Высоцкая Р.У., Немова Н.Н., Такшеев С.А.* Интегральный биохимический индекс стресса у рыб // Освоение Севера и проблемы природовосстановления. Тез. докл. V междунар. конф. Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 2001. С. 225–227.
50. *Сидоров В.С., Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Такшеев С.А.* Вариабельность интегрального биохимического индекса у рыб под влиянием техногенных вод горно-обогатительного комбината // Экология. 2003. Т. 4. С. 280–285.
51. *Сидоров В.С., Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Феклов Ю.А.* Использование биохимических методов при определении ПДК промышленных токсикантов // Прикладная биохимия и микробиология. 2002. Т. 38. № 3. С.345–350.
52. *Сидоров В.С., Юровицкий Ю.Г., Кирилюк С.Д., Такшеев С.А.* Принципы и методы эколого-биохимического мониторинга водоемов // Биохимия экто- и эндотермных организмов в

норме и при патологии. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 1990. С. 5–27.

53. *Сидоров В.С., Такшеев С.А., Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Юровицкий Ю.Г.* Принципы и методы эколого-биохимического тестирования водоемов // Экология и охрана окружающей среды. Тез. докл. 2-й междунар. науч.-практ. конф. Ч. 1. Пермь: Изд-во Пермского гос. пед. ун-та, 1995. С. 15–16.
54. *Сидоров В.С., Высоцкая Р.У., Немова Н.Н., Болгова О.М., Шустов Ю.А., Третьяков А.В., Груздев А.И., Рипатти П.О.* Некроз плавников у заводской молоди атлантического лосося *Salmo salar* L. // Атлантический лосось (биология, охрана, воспроизводство). Тез. докл. междунар. конф. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2000. С. 50–51.
55. *Смирнов Л.П., Кирилюк С.Д.* Влияние загрязнения окружающей среды на фракционный состав низкомолекулярных пептидов из различных тканей сига // Известия АН / РАН. Сер. биол. 1994. № 4. С. 617–622.
56. *Смирнов Л.П., Богдан В.В., Немова Н.Н., Юхименко Л.Н.* Цитохимическая вакцина против геморрагической септицемии рыб // Прикладная биохимия и микробиол . 2000. Т. 36. № 5. С. 592–596.
57. *Сойфер В.Н.* Исследование генома к концу 1999 года // Соросовский образовательный журнал. 2000. Т. 6. Вып. 1. С. 15–22.
58. *Степанова И.К., Комов В.Т.* Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области // Экология. 1997. № 4. С. 295–299.
59. Структура и функционирование экосистем ацидных озер // Под ред. В.Т. Комова. СПб.: Наука, 1994. 250 с.
60. *Суховская И.В., Смирнов Л.П., Немова Н.Н., Комов В.Т.* Влияние ртути на фракционный состав низкомолекулярных пептидов мускулатуры окуней *Perca fluviatilis* L. // Вопр. ихтиологии. 2001. Т. 41. № 5. С. 699–703.
61. Теоретические вопросы биотестирования. Волгоград: Ин-т биологии внутр. вод АН СССР, 1983. 194 с.

62. *Тойвонен Л.В.* Биохимические особенности катарактогенеза у молоди семги: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 1995. 16 с.
63. *Тойвонен Л.В., Нефедова З.А., Сидоров В.С., Шарова Ю.Н.* Адаптационные изменения в спектрах жирных кислот тканевых липидов сига при влиянии антропогенных нагрузок // Прикладная биохимия и микробиология. 2001. Т. 37. № 3. С. 364–368.
64. *Томилина И.И., Комов В.Т.* Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) // Биология внутр. вод. 2002. № 2. С. 20–26.
65. *Третьяков А.В., Высоцкая Р.У., Груздев А.И., Шустов Ю.А., Смирнов Ю.А., Сидоров В.С.* Биохимическая характеристика эритроцитов молоди атлантического лосося *Salmo salar* при некрозе плавников // Вопр. ихтиологии. 1988. Т. 28. № 6. С. 1042–1045.
66. Физиолого-биохимический статус Волго-Каспийских осетровых в норме и при расслоении мышечной ткани (кумулятивный политоксикоз) / (Отв. ред. В.И. Лукьяненко). Рыбинск: Институт биологии внутр. вод АН СССР, 1990. 262 с.
67. *Флеров Б.А.* Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, Ленингр. отд-е, 1989. 144 с.
68. *Хоружая Т.А.* Перспективы использования биохимических функций в биомониторинге пресных вод // Гидробиол. журн. 1989. Т. 25, № 5.С. 47–52.
69. *Яблоков А.В., Остроумов С.А.* Уровни охраны живой природы. М.: Наука, 1985. 175 с.
70. *Bardach J.E., Life J.C.* Pollution effects on fish // Encycl. Environ. Sci. and F-P. N.-Y., 1982. P. 817–877.
71. *Kaivarainen E.I., Nemova N.N., Krupnova M.Y., Bondareva L.A.* The effect of toxic factors on intracellular proteinase activity in freshwater fish. Acta Vet. Brno. 1998. V. 67. P. 309–316.
72. *Love R.M.* The Chemical Biology of Fishes. London - New York: Academic Press. 1970. V. 1. 547 p.
73. *Love R.M.* The Chemical Biology of Fishes. London - New York: Academic Press. 1980. V. 2. 943 p.

4 Заказ 3770

74. *Nemova N.N., Sidorov V.S., Vysotskaya R.U.* Integral biochemical index as a tool for the estimation of fish response to environmental pollution in the North aquatic ecosystems // Environmental Pollution of the Arctic (The second AMAP International Symposium. Rovaniemi, Finland. October 1–4, 2002). Rovaniemi. 2002. P. X17.
75. *Shulman G.E. and Love R.M.* Advances in Marine Biology. The Biochemical Ecology of Marine Fishes. New York – London: Academic Press, 1999. V. 36. 361 p.

BIOCHEMICAL INDICATION OF TOXIC EFFECTS ON FISH

Nemova N., Vysotskaya R., V. Sidorov
Institute of Biology of the Karelian Research Center
of the Russian Academy of Sciences,
11, Pushkinskaya St., 185610 Petrozavodsk,
nemova@krc.karelia.ru

The paper gives a brief review of available biochemical methods for assessment of toxic effects on fish. Based on these data and results obtained from our own experiments on the problem it is suggested to use the Integral Biochemical Index (IBI) as a tool for complex evaluation of toxic effects on fish. A minimal set for calculation of IBI includes 35–40 biochemical indices characterizing the major biochemical functions of an organism. The search for the proposed method of assessment consisted of the following stages: the use of some biochemical tests development of the system of ecological/biochemical monitoring and testing IBI calculation.

УДК 574.64:597+615.9

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В МЫШЦАХ РЫБ ИЗ ВОДОЕМОВ СЕВЕРО–ЗАПАДА РОССИИ: ПРИЧИНЫ ИНТЕНСИВНОГО НАКОПЛЕНИЯ И ОЦЕНКА НЕГАТИВНОГО ЭФФЕКТА НА СОСТОЯНИЕ ЗДОРОВЬЯ ЛЮДЕЙ

Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А.
Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина РАН,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р–н,
vkomov@ibiw.yaroslavl.ru

Выявлена проблема ртутного загрязнения водоемов Северо-Запада РФ. Проанализированы закономерности миграции металла в водных экосистемах. Особое внимание обращено на низкое содержание ртути в рыбе (даже на уровне ПДК), которое представляет угрозу для здоровья человека. Сравнивалась отечественная и международная оценка влияния ртути на состояние здоровья населения, приведены рекомендации по ее нормированию при употреблении в пищу рыбы из разных водоемов.

ВВЕДЕНИЕ

Источники поступления ртути в окружающую среду и закономерности ее миграции в водных экосистемах. Повышенное содержание ртути в рыбе населяющей удаленные от промышленных источников слабоминерализованные водоемы и кислые озера отмечено в Скандинавии [26, 42], Канаде [30, 45], США [22, 27] и России [11, 12, 25]. Это происходит частично за счет увеличивающегося по сравнению с доиндустриальным периодом количества выбрасываемой в атмосферу ртути [23, 36] и частично за счет интенсификации процесса образования метилированной формы ртути в слабощелочных и закисленных водах [43, 44]. Наличие локальных источников загрязнения ртутью на площади водосборного бассейна усугубляет ситуацию.

Природные поступления ртути в атмосферу в результате общей дегазации земной коры и океанов, а также вулканической деятельности оцениваются в 4–5 тыс. т в год, а количество антропогенных выбросов составляют 3–5 тыс. т в год [18]. На долю России и стран бывшего СССР приходится незначительная часть от общего объема антропогенных выбросов ртути в атмосферу. Время пребывания паров ртути в атмосфере – от 0.5 до 3 лет. В целом, фон ртути в атмосфере составляет 0.00002 мг/м^3 [3].

Плотность атмосферных выпадений ртути на территории России (20–45 г/км^2 в год) [5] такова, что при полном поглощении рыбой металла, выпадающего только на поверхность водоема без учета водосборного бассейна, уровень накопления ею токсиканта за 1 год может превысить предельно допустимые значения в 2–10 раз и составить 1–10 мг/кг. В соответствии с прогнозом модели, описывающей изменения количества аккумулированной биотой метилированной формы ртути от объема поступившей в озеро неорганической формы ртути, десять лет – минимальный временной период для накопления металла в долгоживущих гидробионтах (рыбах) [35]. Столь длительный период объясняется сложностью процессов перехода в воде соединений ртути из одного состояния в другое. Ртуть в двухвалентной форме, попав в водоем: 1) восстанавливается до элементарного состояния и улетучивается в атмосферу, 2) образует прочные нерастворимые соединения (сульфиды) и откладывается в донных отложениях, 3) сорбируется на поверхности бактериальных мембран и переходит в метилированную форму (метилртуть – ртутьорганическое соединение). Содержащаяся в бактериальной биомассе метилртуть поглощается зоопланктоном, который, в свою очередь, служит пищей для молоди рыб или (после отмирания) бентосных организмов. Различия между концентрацией ртути в воде и в конечном звене пищевой цепи – рыбе достигают нескольких сотен тысяч раз (в воде – нанограммы в литре, а в мышцах – миллиграммы на килограмм веса). Для верховных хищников (крупная хищная рыба) ключевое значение имеет величина содержания ртути в корме. Как правило, содержание ртути в хищнике в 5 раз больше, чем в объектах его питания. Интенсивность линейного роста рыб может рассматриваться как существенный фактор, влияющий на бионакопление ртути. Представители быстро растущих видов, например, судак или щука, к 5-летнему возрасту в Рыбинском водохранилище достигают массы 1.0–1.5 кг, в то время как окунь – только 200 г. Окунь из ацидных озер растет еще медленнее и его вес не всегда превышает 100 г [25].

Содержание ртути в рыбе из российских водоемов на уровне ПДК в настоящее время представляется не безобидным, поскольку негативный эффект этого металла в малых дозах на здоровье человека неоднократно документально подтверждался в научной литературе [32, 33, 47].

Токсическое действие низких доз ртутьорганических соединений на состояние здоровья человека и животных. Давно известна токсичность ртути и ее солей. Метилртуть – соединение гораздо более токсичное, чем неорганические формы металла. Основным и в большинстве случаев единственным источником метилртути для человека является рыба, употребляемая им в пищу, т.к. более 97% от общего содержания ртути в мышцах рыб находятся в метилированной форме [47]. При этом велик риск не столько непосредственного отравления метилртутью, сколько риск непредсказуемых последствий от хронического или дозированного контакта с небольшими количествами токсиканта, обладающего высокой способностью к накоплению в организме.

Для установления безопасных для здоровья человека доз метилртути проводились и проводятся эксперименты и обследования населения, у которого рыба традиционно составляет основу рациона питания (Квебек, Сейшельские и Фарерские острова, Новая Зеландия). Степень ртутной нагрузки в экспериментах задается количеством метилртути в пище испытуемых, а при массовых обследованиях населения ориентиром для нее служит содержание метилртути в крови и волосах людей, поскольку оно коррелирует с количеством поглощенной с пищей ртути. Полученные данные, к сожалению, пока еще немногочисленны и трудно анализируемы в силу использования авторами разнообразных неунифицированных методик, а также и того обстоятельства, что метилртуть может вызывать очень отдаленные последствия.

При обследовании населения в районах, где рыба составляет один из основных источников белка в рационе питания, удалось выявить зависимость отклонений в состоянии здоровья людей от содержания ртути в их крови и волосах, которое находилось в пределах, соответственно: 0.5–10.0 мкг/л и 0.5–30.0 мг/кг [41].

Содержавшаяся в крови и молоке матерей метилртуть (плацента не является барьером для этого соединения) вызывала у детей до 1 года ослабление мышечного тонуса, формирование аномальных рефлексов и задержку таких этапов развития, как начало хождения и стояния без опоры [29, 34].

Дети дошкольного возраста, подверженные действию метилртути (питались ртутьсодержащей рыбой), имели более низкие нейрофизиологические показатели по сравнению со своими сверстниками, не испытывавшими такого воздействия, а именно: более слабое развитие речи, интеллекта, плохую пространственную ориентацию и координацию движений. У некоторых из них наблюдалось ослабление слуха, и нарушалась четкость зрения [21, 31]. Все вышеперечисленные отклонения в развитии коррелировали с содержанием ртути в крови детей.

В немногочисленных работах по изучению влияния метилртути на организм взрослого человека преимущественно анализировали усвояемость соединения, выведение его из организма человека, а также его влияние на сердечно-сосудистую, нервную и репродуктивную системы и органы чувств.

В экспериментах на добровольцах установлено, что организмом человека усваивается и не выводится в течение первых 3–4 дней 91–97% (в среднем 94% метилртути). Из всего объема усвоенного металлорганического соединения на кровь приходится от 6 до 10% [40].

Средний период полувыведения метилртути (срок, в течение которого происходит выведение из организма 50% усвоенного металла) из крови человека, согласно всем имеющимся по данному вопросу на настоящий момент публикациям, составляет 45–70 дней.

Данные о влиянии низких доз метилртути на сердечно-сосудистую систему человека единичны и свидетельствуют о связи содержания ртути в крови пациентов с повышением у них кровяного давления и риска развития острого инфаркта миокарда [37, 39]. Гораздо более подробно изучена устойчивая и имеющая отсроченные во времени эффекты нейротоксичность метилртути для жителей области Минамата (Япония). У 83–93% больных (болезнь Минамата) наблюдалось нарушение функционирования

сенсорных систем, равновесия, тремор конечностей, пониженная болевая чувствительность рук и ног, головокружения.

Исследования на животных подтвердили вывод, что низкие дозы метилртути (20–30 мкг/кг в день) оказывают отдаленные эффекты, сильнее проявляющиеся с увеличением возраста [38].

Особое беспокойство вызывает возможное влияние низких доз метилртути на воспроизводство живых организмов, в том числе и человека (в настоящий момент каких-либо данных по этому вопросу нет). Исследования на грызунах свидетельствуют о серьезных нарушениях в репродуктивной системе животных под воздействием метилртути, а именно: уменьшении объема спермы, атрофии половых желез, частичной резорбции эмбрионов, снижении выживаемости потомства, увеличении количества уродств у потомков [19, 20, 28].

Единственное, что не позволяет считать метилртуть фактором высочайшего риска – это отсутствие данных по наследственным мутагенным эффектам. Известны лишь случаи увеличения числа хромосомных аберраций в лимфоцитах людей, употреблявших в пищу ртутьсодержащие мясо и рыбу [46]. Случаи канцерогенного действия метилртути единичны и статистически недостоверны.

Нормирование ртутного загрязнения. Предельно допустимые концентрации (ПДК). Ртуть и ее соединения – вещества первого класса опасности, и их содержание строго лимитируется во всех компонентах окружающей среды, питьевой воде, воздухе рабочей зоны, продуктах питания. Ниже приводятся санитарно-гигиенические нормативы, утвержденные в России (табл.1).

Таблица 1. Санитарно-гигиенические нормативы РФ по содержанию ртути в различных средах.

Тип среды	Концентрация ртути	Источник
Атмосферный воздух	0.0003 мг/м^3	[7]
Вода	0.00001–0.0005 мг/л	[6, 9]
Почва	2.1 мг/кг	[4, 8]
Рыба пресноводная нехищная	0.3 мг/кг	[10]
Рыба пресноводная хищная	0.6 мг/кг	[10]
Рыба морская	0.5 мг/кг	[10]
Тунец, меч-рыба, белуга	1.0 мг/кг	[10]

По санитарно-гигиеническим нормативам, действующим в России, сброс сточных вод, загрязненных ртутью запрещен [6]. ПДК ртути для рыбохозяйственных водоемов составляет 0.01 мкг/л, что гораздо ниже предела обнаружения металла при используемых в России методах. Поэтому считается, что действующие в нашей стране нормативы по содержанию ртути в воде следует рассматривать как перспективные [3]. Интересен опыт зарубежных стран в решении этой проблемы. Следствием пристального внимания государственных органов США является директивное внедрение новых методов анализа ртути в объектах окружающей среды и воды в том числе. Как результат – снижение ПДК ртути для водных экосистем охраняемых территорий с 25 нг/л до 1.8 нг/л [16].

Оценка негативного эффекта ртути на состояние здоровья людей. Система ПДК отражает среднестатистические величины ртути, представляющие опасность для здоровья населения. Однако очень часто система ПДК оказывается не эффективной. Особенно это относится к ПДК ртути в пищевых продуктах. При разработке отечественных ПДК ртути в рыбе учитываются как токсические свойства металла, так и средний объем той или иной рыбы, употребляемой населением. Предполагается, что пресноводная нехищная рыба употребляется в большем количестве, чем хищная. Вместе с тем, очевидно, что в различных регионах потребление населением рыбы неодинаково, и соотношение в рационе хищной и нехищной рыбы может быть иное, чем по стране в целом. Более того, и в хищной, и в нехищной рыбе ртуть представлена одними и теми же токсичными формами. Поэтому более корректно оценивать ситуацию по величине поступающей в организм безопасной дозы ртути [47]. Рассчитывается эта доза с учетом минимального негативного эффекта на здоровье, наблюдаемого при потреблении определенного количества токсиканта, а также коэффициентов выведения и усвоения ртути в организме. За последние 30 лет величина безопасной дозы метилртути пересматривалась в зарубежных странах несколько раз в сторону ужесточения норматива.

Наиболее строгие правила установлены в США, где безопасная *ежедневная* доза составляет 0.1 мкг метилртути в день

на 1 кг веса человека (до 1995 г. она составляла 0.3 мкг) [41]. Для человека весом 70 кг безопасное ежедневное потребление равно 7 мкг. Такое количество метилртути содержится в 23 г мяса нехищной и 12 г мяса хищной рыбы, накопившей ртуть до уровней ПДК, действующих в России (0.3 мг/кг – нехищная и 0.6 мг/кг – хищная рыба). Для подростка весом 35 кг эта доза будет в два раза меньше.

По данным Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ) ежедневное поступление в организм метилртути в количестве 3–7 мкг на килограмм веса в день на 5% увеличивает возникновение неврологических заболеваний [47]. Поскольку население, как правило, не имеет представления о количестве ртути, поступающей в организм с рыбой и рыбопродуктами, ВОЗ рекомендует обращать особое внимание на состояние здоровья людей, употребляющих ежедневно 100 г рыбы и больше [47]. Рекомендация ВОЗ по ограничению *ежедневного* поступления метилртути на уровне 30 мкг соответствует ограничению потребления рыбы, накопившей ртуть до уровней российских ПДК, на уровне 100 г (нехищной) или 50 г (хищной).

Следует отметить, что рекомендации ВОЗ направлены на сохранение здоровья взрослого населения, в то время как цель американских нормативов – предотвращение негативного влияния метилртути на развивающийся организм ребенка. К сожалению, в России проведено крайне мало исследований по изучению накопления ртути в рыбе и экосистеме водоема в целом, хотя рыба, населяющая многочисленные озера Северо–Запада России, традиционно и разнообразно присутствует в рационе питания местного населения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Водоемы. Полный анализ ртутного загрязнения рыбы из водоемов области невозможно сделать в течение короткого промежутка времени. Поэтому мы сочли целесообразным выделить приоритетные для исследования водоемы, выбор которых ределялся двумя основными причинами.

1) Водоем должен иметь существенное рыбохозяйственное значение.

2) Водоем должен быть расположен на территории, где

закисленные озера (с уровнем pH воды 5.0 и ниже) представляют собой неотъемлемый элемент природно-ландшафтных комплексов.

Озера с низким уровнем pH воды, как правило, населены сильно загрязненной ртутью рыбой, преимущественно окунем [12, 25]. Обнаружение повышенного содержания ртути в рыбе в таких водоемах свидетельствовало бы о потенциальной угрозе здоровью определенных слоев населения, в первую очередь детей, беременных и кормящих грудью женщин, а также профессиональных рыбаков и членов их семей.

К водоемам соответствующим первому требованию отнесены Шекснинское, Иваньковское, Рыбинское водохранилища, озера Белое, Кубенское, Воже, Суоярви, Вегарусярви. На них проводились и проводятся гидробиологические исследования. Гидрологические, гидрохимические, гидробиологические и ихтиологические показатели этих водоемов опубликованы в научных изданиях [2, 14, 15].

Среди многочисленных водоемов, соответствующих второму требованию, отобраны малые лесные озера и одна речка Вологодской области. Все они не имели на берегах и площадях водосборных бассейнов локальных источников загрязнения ртутью, т.е. последнее было непосредственно связано с атмосферными выпадениями. Малые озера Череповецкого района исследовались нами с 1986 г. [11, 13]. Поэтому они представляли интерес как базисные при анализе причин и многолетней динамики накопления ртути рыбами.

Отлов рыбы, отбор проб и их хранение. Ихтиофауна региона насчитывает не один десяток видов. Опыт изучения накопления ртути в мышцах рыб из стран Америки, Скандинавии и России свидетельствовал, что приоритетными следует считать хищные виды, имеющие промысловое значение или представляющие интерес для любительского рыболовства. В Швеции и Финляндии для этих целей используют щуку и окуня, в США – судака и окуня (помимо местных видов). В водоемах России больше подходил окунь.

Рыбу в водоемах отлавливали на удочку, неводом и ставными сетями, затем помещали в полиэтиленовые пакеты и замораживали (–4 – –14°С). В таких условиях рыбу хранили в течение двух

недель до определения в ней содержания ртути. Перед анализом рыбу взвешивали, измеряли ее длину, определяли пол.

Анализ содержания ртути в пробах. Пробоподготовка и инструментальный анализ содержания металла в образцах проводили в соответствии с международными требованиями, установленными Комиссией ООН по Продовольствию и Сельскому Хозяйству [17]. Отклонение от принятых стандартов могло повлечь за собой загрязнение проб (следовательно, завышение измеряемых величин) или потерю металла в процессе пробоподготовки (следовательно, занижение измеряемых величин). Правилами не предусматривалось и концентрирование проб.

В выборках рыб из разных водоемов было от 4 до 30 экземпляров. При размораживании рыбу помещали в эмалированные кюветы и 2–4 г скелетных мышц вырезали с левой стороны, начиная от спинного плавника до начала ребер вдоль тела. Весь инструмент и стеклянную посуду мыли 5–10 процентной азотной кислотой и ополаскивали дистиллированной водой. Пробу мышц от каждой рыбы делили на две части и делали три определения из каждой пробы. Для этого навеску в 1–2 г, после взвешивания заливали (в стеклянном стаканчике) смесью азотной кислоты и перекиси водорода в соотношении 1:1 (мокрое сжигание или мокрое озоление пробы) [17]. После мокрого сжигания раствор охлаждали и разбавляли до 25 мл дистиллированной водой. Общее содержание ртути в 1–2 мл образца определяли на анализаторе Юлия 5-К с использованием резонансной линии 253.7 нм. В качестве восстановителя применяли двухлористое олово. Сертифицированный биологический материал DORM II (мышцы акулы) со стандартным содержанием ртути получали в Институте химии окружающей среды (Канада). В каждой серии определений обязательно была и холостая проба. Различия между повторностями составили в среднем 5.7 % (в пределах 1.7–9.7%).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Абсолютные уровни содержания ртути в мышцах рыб. Абсолютные значения содержания ртути в мышцах рыб из водоемов Вологодской, Ивановской, Костромской, Тверской областей варьировали в широких пределах: от 0.03 мг/кг у окуня из Рыбинского водохранилища (ст. Бабьи Горы, Ярославская область) до 1.06 окуня из оз. Темное (Вологодская область). Ниже приводятся средние значения содержания ртути в мышцах по каждой рыбе в отдельности с указанием превышения ПДК (табл. 2).

По допущению авторов соответствующих нормативных документов более высокие ПДК накопленной ртути у хищных видов рыб связаны с тем, что они представлены в рационе питания населения в меньшей степени. Последнее обстоятельство не в полной мере применимо к изучаемому нами окуню. Поэтому, анализируя данные по накоплению ртути в мышцах окуня из разных водоемов, мы сравнивали их с ПДК для хищных и нехищных рыб.

Превышение ПДК для хищной рыбы (0.6 мг/кг) зарегистрировано у окуня из озер Дубровское, Мотыкино, Темное, Утешково и у щуки из оз. Вегарусярви и р. Мологи.

Превышение ПДК для нехищной рыбы (0.3 мг/кг) отмечено для окуня из озер Дорожив, Змеиное, Кубенское, Нажмозеро, Вигагусярви, Вуонтеленярви, Голубая Ламба, Грушина Ламба, Кабозеро, Ламба Вегарус и Русиловское, а также Уводьского, Иваньковского и Рыбинского водохранилищ; для щук из озер Илякялкянрви, Ламба Вегарус и Рыбинского водохранилища.

Анализ величин содержания ртути в мышцах разных рыб из разных водоемов показал, что при меньшем весе окунь накапливал металла столько же или больше, чем щука.

Таким образом, на территории Северо–Запада России имеются водоемы, населенные рыбами, в мышцах которых содержание ртути превышает ПДК.

Распределение ртути по органам и тканям. Распределение ртути по органам и тканям не зависело от видовой принадлежности рыб и имело следующий вид (от максимального значения к минимальному): мышцы > печень > кишечник > селезенка > мозг > гонады. Содержание ртути в печени не превышало 80% (а у окуня – 50%) от уровня ее содержания в мышцах. К органам с минимальным содержанием ртути печени не превышало 80% (а у окуня – 50%) от уровня ее содержания в мышцах. К органам с минимальным содержанием ртути

Таблица 2. Содержание ртути в мышечной ткани окуня и щуки из водоемов Северо-Запада России

Водоем (станция)	Год	Число особей	Масса рыб, г[1]	Hg, мг/кг сырой массы[1]	Источник
Окунь					
Вологодская обл.					
Озера					
Белое	2002	7	154.7±49.4	0.10±0.03	Прим. 3
Воже	2002	11	170.8±89.2	0.21±0.03	Прим. 3
Дубровское	1989	10	26.7±0.6	0.64±0.07**	24, 25
Дубровское	1990	7	67.0±21.0	0.58±0.07*	12, 5,
Дубровское	1998	10	37.0±7.0	0.59±0.07*	15
Дубровское	2002	9	26.0±9.6	0.57±0.04*	Прим. 3
Дорожив	1989	10	62.0±4.9	0.50±0.023*	24, 25
Змеиное	2002	7	79.9±13.2	0.48±0.05*	Прим. 3
Кубенское	2002	26	216.7±110.7	0.48±0.02*	Прим. 3
Мотыкино	1989	10	59.5±2.7	0.57±0.034*	24, 25
Мотыкино	1990	7	65.0±6.0	0.46±0.06*	12, 15
Мотыкино	1998	11	48.0±9.0	0.61±0.10**	15
Мотыкино	2002	5	102.6±18.6	0.47±0.06*	Прим. 3
Нажмозеро	2002	5	75.8±12.3	0.41±0.06*	Прим. 3
Отно	2002	4	350.5±99.1	0.19±0.06	Прим. 3
Темное	1989	10	154.6±37.7	1.06±0.22**	24, 25
Утешково	1989	5	44.6±9.2	0.78±0.048**	24, 25
Утешково	2002	5	77.8±17.1	0.65±0.06**	Прим. 3
Хотавец	1989	10	62.3±7.0	0.11 ±0.006	24
Хотавец	1990	7	146.0±77.0	0.09±0.01	12, 15
Хотавец	1991	17	14.88±5.45	0.082±0.06	Прим. 3
Хотавец	2002	10	20.1±16.3	0.05±0.04	Прим. 3
Река					
Яна	2002	5	80.8±72.4	0.23±0.05	Прим. 3
Рыбинское водохранилище					
Шекснинский плес, устье р. Суда	1998	5	193.0±17.0	0.12±0.05	15
Рыбинское в-ще	2002	22	503.6±244.8	0.33±0.02*	Прим. 3
Шекснинское в-ще	2002	21	192.2±127.5	0.23±0.02	Прим. 3
Ивановская область					
Уводьское водохранилище					
Верховье	1997	9	176.0±22.0	0.40±0.05*	15

Водоем (станция)	Год	Число особей	Масса рыб, г[1]	Hg, мг/кг сырой массы[1]	Источник
Костромская область					
Озера					
Половчиновское	1992	5	59.42±19.58	0.17±0.05	Прим. 3
Рыбаловское	1992	5	23.66±6.36	0.10±0.04	Прим. 3
Русиловское	1992	10	43.47±17.09	0.33±0.18*	Прим. 3
Скомороховское	1992	5	57.18±15.19	0.21±0.11	Прим. 3
Чухломское	1992	5	22.2±1.68	0.06±0.01	Прим. 3
Тверская область					
Иваньковское водохранилище					
Устье р. Созь	1998	7	72.0±6.0	0.38±0.01*	15
Рыбинское водохранилище					
Моложский плес. д. Противье	1998	9	177.0±54.0	0.06±0.03	15
Ярославская область					
Рыбинское водохранилище					
Бабьи Горы	2000	4	16.0±2.0	0.03±0.01	15
Брейтово	2000	4	17.0±3.0	0.04±0.01	15
Волжский плес (Коприно)	1998	11	138.0±25.0	0.17±0.01	15
Главный плес (Горькая Соль)	1998	5	140.0±53.0	0.04±0.03	15
Глав. и Волж. плесы (Горькая Соль–Коприно)	1998	6	295.0±163.0	0.26±0.07	15
Глав. и Волж. плесы (Горкая Соль–Коприно)	2001	9	840.0±201.0	0.46±0.05*	15
г. Рыбинск	1992	9	85.8±8.4	0.19±0.03	24
Карелия					
Озера					
Вигвиарусяр	1991	10	26 (17–45)	0.34 (0.20–0.44)*	25
Вигарусярви	2003	7	26.49±9.05	0.17±0.035	Прим. 3
Вендерское	1991	9	41 (12–107)	0.15 (0.10–0.02)	25
Вуонтеленярви	1991	9	43 (16–196)	0.53 (0.32–1.03)*	25
Вуонтеленярви	2003	8	52.03±25.72	0.28±0.25	Прим. 3
Голубая Ламба	1991	10	22 (18–28)	0.34 (0.26–0.44)*	25
Грушина Ламба	1991	7	38 (28–48)	0.30 (0.20–0.43)*	25
Илякялкянярви	1991	10	35 (20–78)	0.28 (0.19–0.36)	25
Кабозеро	1991	10	35 (24–47)	0.31 (0.29–0.39)*	25
Ламба Вегарус	1991	8	55 (28–80)	0.40 (0.30–0.52)*	25

Водоем (станция)	Год	Число особей	Масса рыб, г[1]	Hg, мг/кг сырой массы[1]	Источни
Леукуниярви	1991	10	30 (8–54)	0.21 (0.17–0.24)	25
Саргозеро	1991	10	18 (8–27)	0.12 (0.09–0.18)	25
Суоярви	1991	10	98 (53–131)	0.29 (0.190.38)	25
Суоярви	2003	4	50.5±16.2	0.11±0.03	Прим. 3
Урос	1991	10	19 (14–21)	0.12 (0.06–0.18)	25
Чучьярви	1991	10	59 (18–133)	0.10 (0.08–0.13)	25
Чучьярви	2003	10	40.5±10.8	0.07±0.02	Прим. 3
Щука					
Вологодская область					
Рыбинское водохранилище					
Шекснинский плес, устье р. Суда	1990	5	892.0±236.0	0.52±0.02*	12, 15
Река					
Суда	1991	5	832.0±300.7	0.10±0.02	Прим. 3
Тверская область					
Рыбинское водохранилище					
Моложский плес	1990	6	4286.0±1510	0.17±0.07	12, 15
Ярославская область					
Река					
Молога	1991	7	4285.7±1509	1.097±0.43**	Прим. 3
Карелия					
Вегарусярви	1991	2	720.0±210.0	0.73±0.09**	Прим. 2
Верхнее Куйто	1997	5	648.0±385.2	0.156±0.002	Прим. 3
Илякялкянярви	1991	3	145.0±69.6	0.55±0.07*	Прим. 2
Кабозеро	1991	1	77	0.27	Прим. 2
Ламба Вегарус	1991	5	292.0±167.0	0.52±0.13*	Прим. 2
Костомукшский горно–обогатительный комбинат					
Водохранилище	1997	5	634±167.0	0.262±0.09	Прим. 3

Прим. 1. В таблице приводятся средние значения массы рыб и содержания ртути с указанием доверительных интервалов или минимального и максимального значений соответствующих величин в выборке, в скобках.

Прим. 2. Анализ содержания ртути выполнен при участии доктора Т.А. Хайнса и доктора Ч. Джаго (США).

Прим. 3. Данные публикуются впервые.

* – превышение ПДК для нехищной рыбы.

** – превышение ПДК для хищной рыбы

относились мозг и гонады. Мозг, как жизненно важный орган, защищен гематоэнцефалическим барьером, ограничивающим накопление нейротоксических соединений, в том числе, метилированных форм ртути. Гонады у рыб формируются ежегодно, поэтому их рассматривали как самый обновляемый орган (рис. 1).

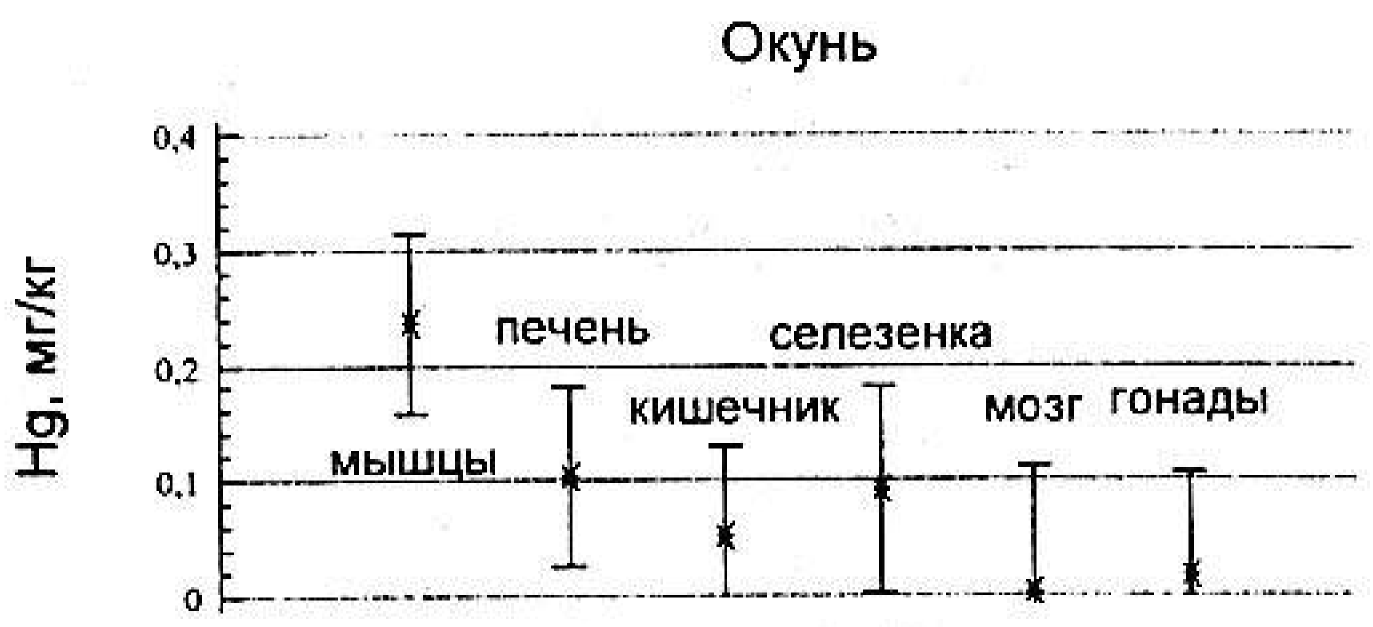


Рис. 1. Содержание ртути в органах и тканях окуня массой до 300 г из Рыбинского водохранилища.

Многолетние исследования на закисленных озерах Череповецкого района (Вологодской обл.), населенных только окунем (20–110 г), свидетельствовали, что уровень накопления ртути в мышцах одноразмерных рыб – величина довольно постоянная во времени. Наблюдалась лишь тенденция к снижению этого показателя (табл. 3).

Таблица 3. Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в мышечной ткани окуней.

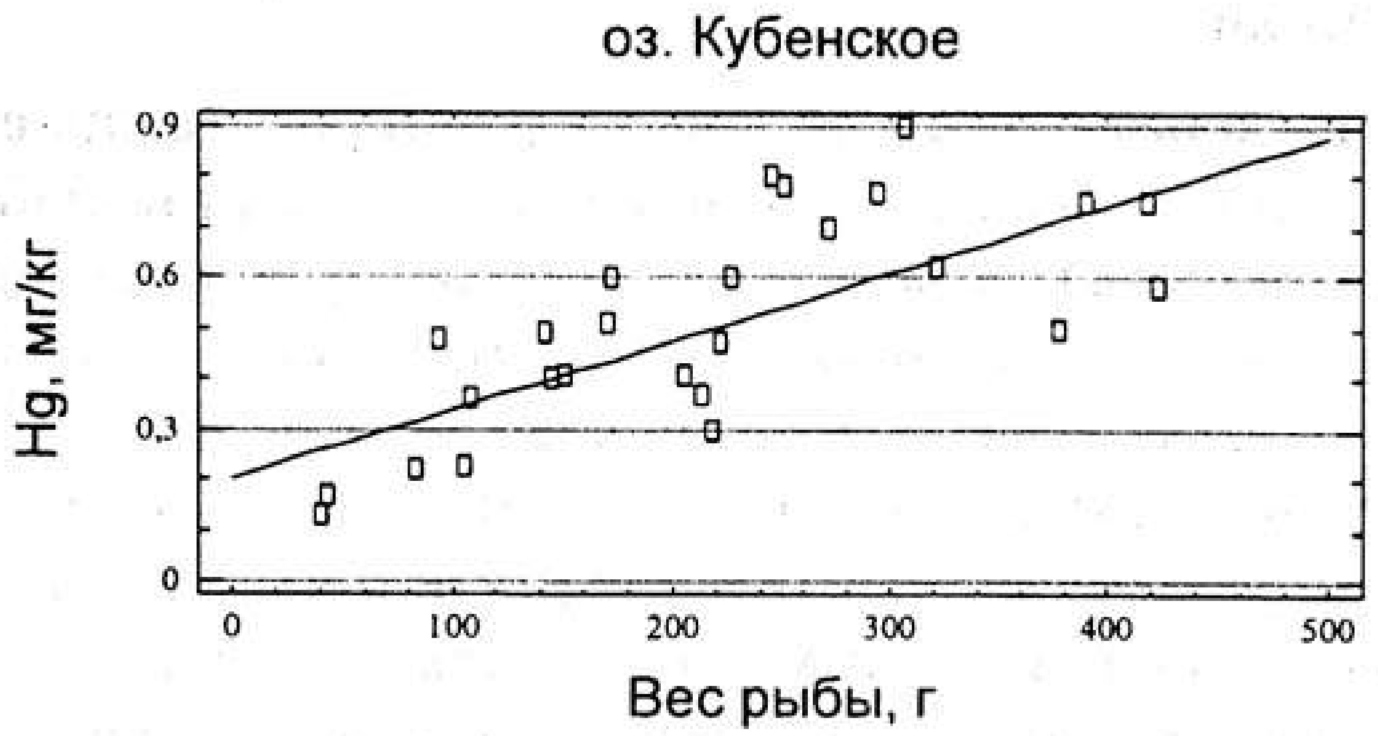
Озеро	1989 г.	1990 г.	1998 г.	2002 г.
Мотыкино	0.57±0.03	0.46±0.06	0.61±0.1	0.47±0.06
Дубровское	0.64±0.07	0.58±0.07	0.59±0.05	0.57±0.04
Утешково	0.78±0.05	–	–	0.65±0.06

Таким образом, мышцы рыб содержат максимальное количество ртути, что свидетельствует о хроническом поступлении металла в организм. С большой долей вероятности можно прогнозировать на ближайшие годы сохранение существующей тенденции – накопления ртути в рыбе из водоемов Северо–Запада России.

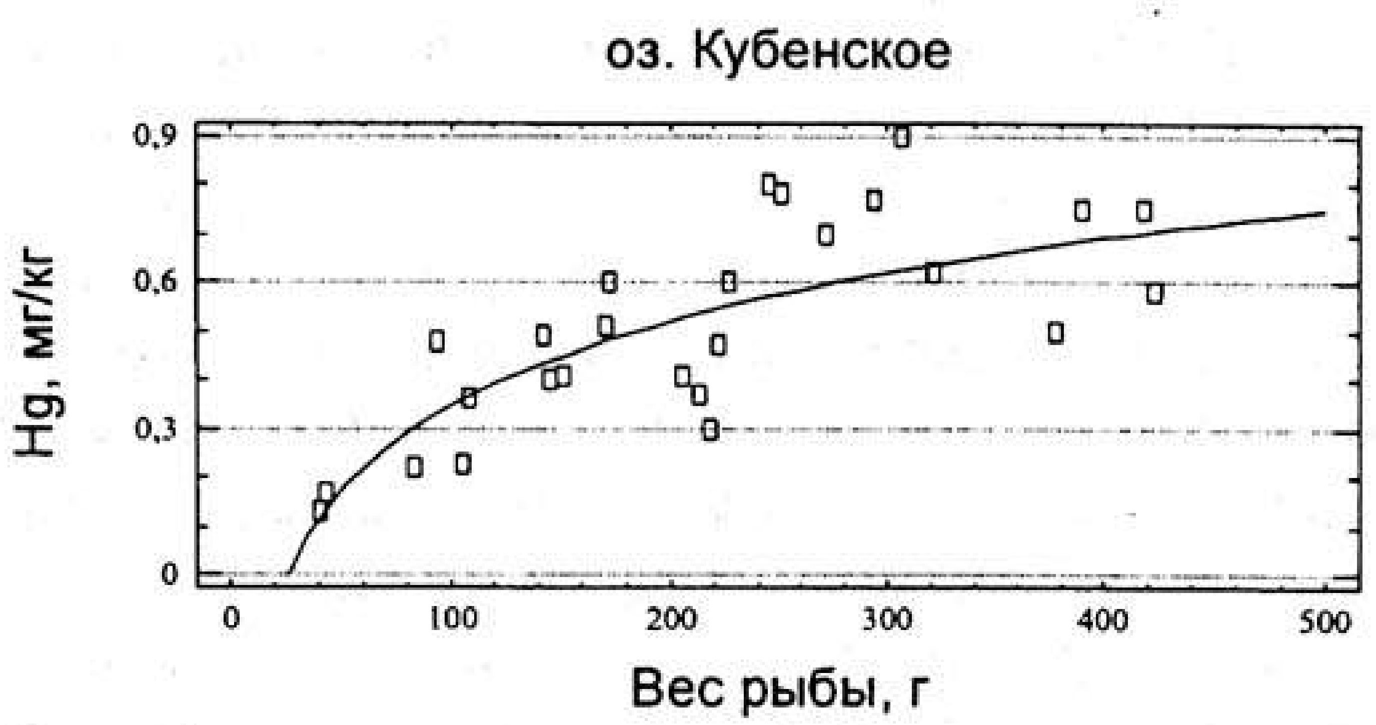
Зависимость накопления ртути от размеров (возраста) рыбы (по данным наиболее представительной выборки рыб из озер Вологодской оласти). Анализ содержания ртути в мышцах рыб из крупных водоемов выявил статистически значимую зависимость этого показателя от массы тела исследуемой рыбы. Чем больше была масса окуня – тем выше концентрация металла в мышцах. При этом зависимость накопления ртути в мышцах окуня от массы тела носила нелинейный характер. Для выборки рыб из оз. Кубенское коэффициент корреляции линейной зависимости был ниже (r = 0.75, Rsq = 55%), чем логарифмической (r = 0.79, Rsq = 63%) (рис. 2 а, б). Для удобства восприятия на графике даны две параллельные линии, соответствующие ПДК для нехищной (0.3 мг/кг) и хищной (0.6 мг/кг) рыбы.

Аналогичная зависимость имела место и в случае с окунем из Рыбинского и Шекснинского водохранилищ. В меньшей степени это выражено для выборки окуня оз. Белое, вероятно, из–за отсутствия в ней достаточного количества крупных особей. Для окуня из Рыбинского водохранилища зависимость накопления ртути в мышцах от массы тела была менее значима по сравнению с зависимостью от возраста. Определить в короткие сроки возраст окуня из крупных озер Вологодской области не удалось. Однако представляется весьма вероятным, что зависимость накопления ртути окунем от возраста окажется также более значимой, чем от его размера. Кроме того, установленная логарифмическая зависимость позволила предположить ограничение накопления ртути рыбой при достижении определенного веса (возраста): для окуня из Шекснинского в–ща – 200–300 г, Рыбинского в–ща – 300–400 (рис. 2 в, г).

Окунь, населяющий ацидные озера Череповецкого района, как правило, не превышал в размерах 100–150 г и скорость его роста была не высока, а определение возраста затруднительно.

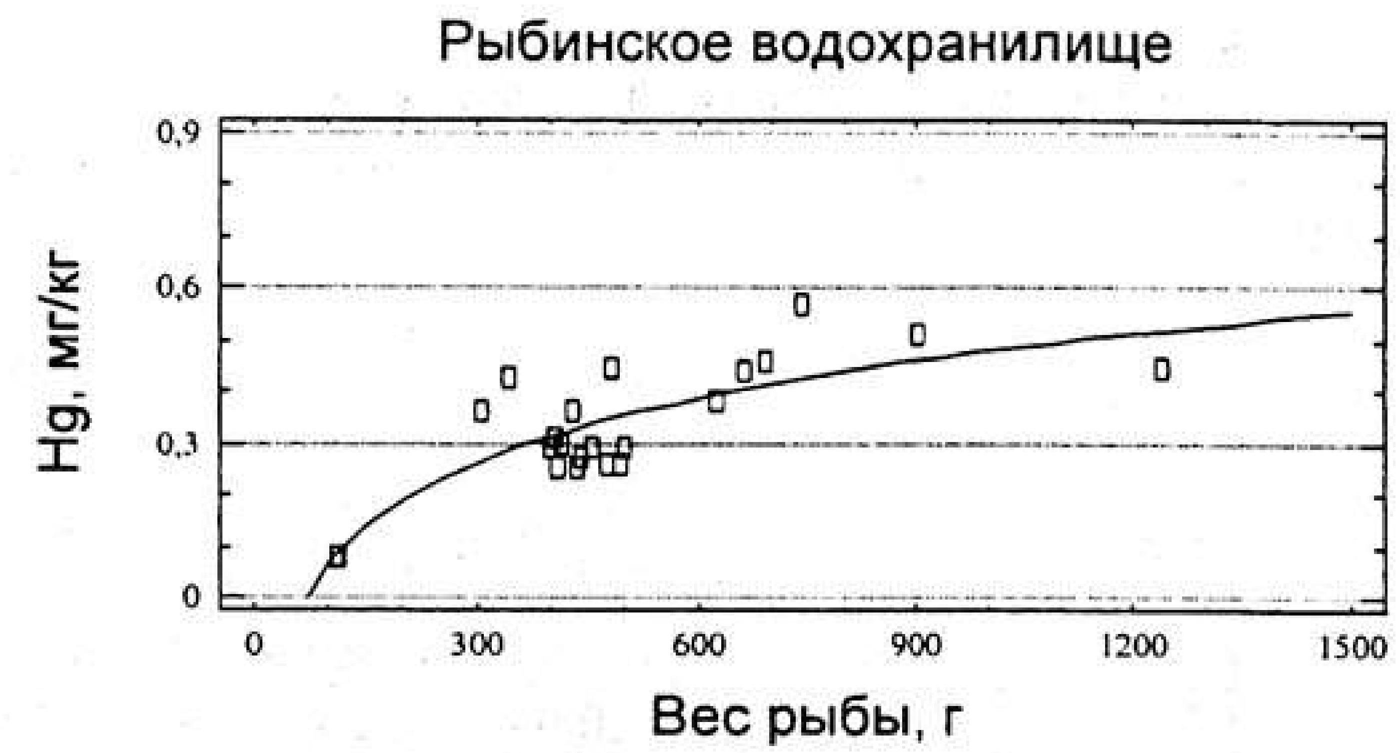


а

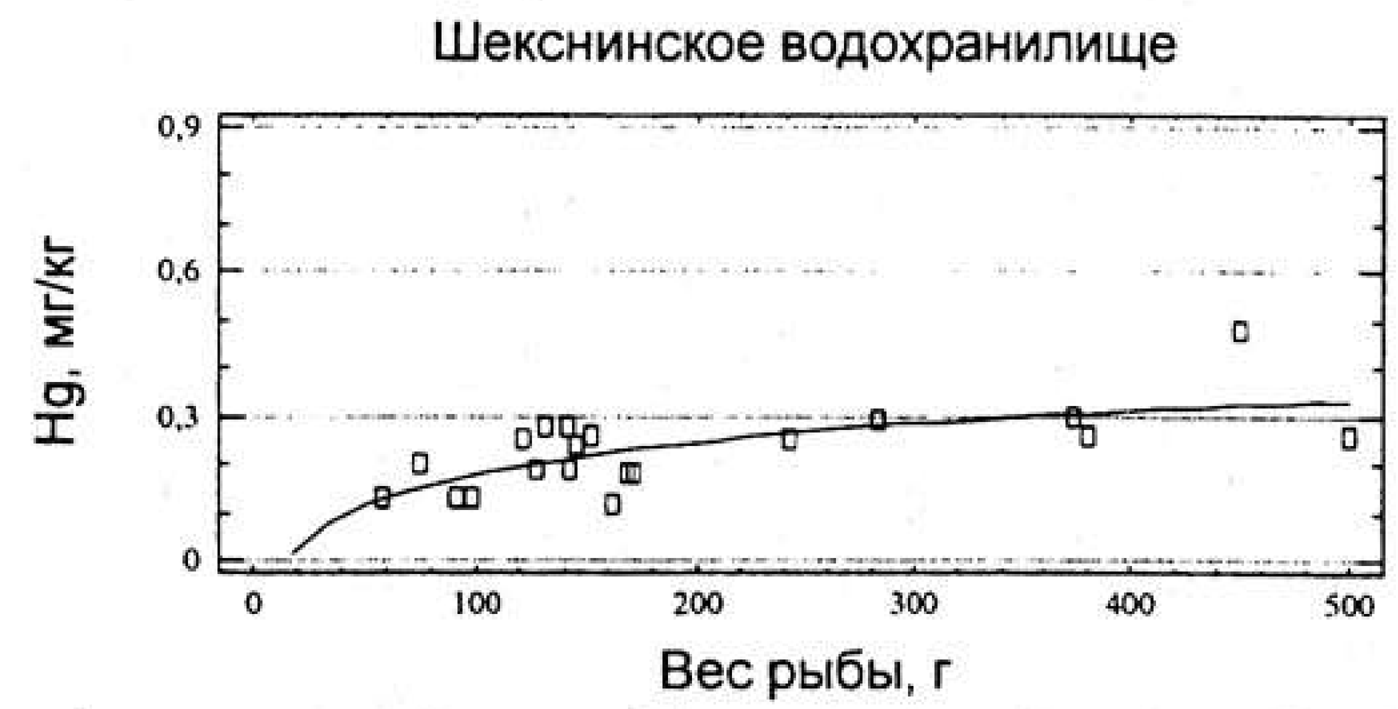


б

Рис. 2 (а, б). Зависимость содержания ртути в мышцах окуня от массы тела.



в



г

Рис. 2 (в, г). Зависимость содержания ртути в мышцах окуня от массы тела.

Оценка негативного эффекта металла на состояние здоровья людей (по результатам исследования водоемов Вологодской области). С учетом всех вышеуказанных особенностей накопления ртути окунем мы предложили анализировать полученные данные дифференцированно: в случае крупных водоемов – разбивать выборку на размерные группы, а в случае ацидных озер – анализировать как одноразмерную.

Для этого весь объем статистически обработанных данных по содержанию ртути в мышцах окуня был сгруппирован по размерным показателям: до 150, более 150 и крупный окунь – более 300 г (табл. 4).

Таблица 4. Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в мышечной ткани разноразмерных окуней водоемов Вологодской области (по данным 2002 г).

Водные объекты	n	В среднем по выборке	Окунь массой до 150 г	Окунь, более 150 г	Окунь, более 300 г
Шекснинское в-ще	21	0.23±0.02	0.20±0.02	0.26±0.02	0.33±0.03*
Рыбинское в-ще	29	0.33±0.02*	0.08±0.05	0.36±0.02*	0.36±0.01*
оз. Воже	11	0.21±0.03	0.17±0.03	0.24±0.03	0.40±0.07*
оз. Белое оз.	7	0.10±0.03	0.08±0.05	0.11±0.03	–
оз. Кубенское	26	0.48±0.02*	0.30±0.03*	0.59±0.02*	0.66±0.03**
оз. Хотавец.	10	0.05±0.04	0.05±0.03	–	–
оз. Мотыкино	5	0.47±0.06*	0.47±0.04*	–	–
оз. Змеиное	7	0.48±0.05*	0.48±0.04*	–	–
оз. Дубровское	9	0.57±0.04*	0.57±0.04*	–	–
оз. Утешково	5	0.65±0.06**	0.64±0.04**	–	–
оз. Нажмозеро	5	0.41±0.06*	0.41±0.04*	–	–
оз. Отно	4	0.19±0.06	–	0.19±0.05	0.17±0.05
р. Яна	5	0.23±0.05	0.20±0.05	0.36±0.11*	–

* – превышение ПДК для нехищной рыбы, ** – превышение ПДК для хищной рыбы,
"–" в выборке отсутствуют экземпляры такого размера.

Для всей выборки из 13 водоемов только окунь из оз. Утешково в среднем содержал ртуть в количестве, превышающем ПДК для хищной рыбы. Уровень ПДК для нехищной рыбы был превышен в окуне из Кубенского оз., Рыбинского в-ща, ацидных озер Череповецкго р-на и оз. Нажмозеро Бабаевского р-на.

Мелкий окунь массой до 150 г накапливал ртуть до уровней ПДК хищных рыб только в оз. Утешково, а превышение ПДК для нехищных рыб было таким же, как и для всей выборки, за исключением Рыбинского водохранилища. В этом водоеме мелкий (до 150 г) окунь содержал металла меньше ПДК для нехищных рыб.

Окунь массой более 150 г не встречался в закисленных озерах, а в оз. Кубенское и Рыбинском водохранилище накапливал ртуть до уровней, превышающих ПДК для нехищных рыб. В этой размерной группе представлены рыбы с массой тела от 150 до 1250 г.

Таблица 5. Количество рыбы из водоемов Вологодской области, допустимое для ежедневного употребления (граммы)

Водный объект	Рыба до 150 г		Рыба, крупнее 150 г		Рыба, крупнее 300 г	
	1	2	1	2	1	2
Шекснинское в-ще	38	160	31	130	23	100
Рыбинское в-ще	88	380	21	90	21	90
оз. Кубенское	29	120	13	60	11	50
оз. Воже	51	220	33	140	18	80
оз. Белое	98	420	64	270	–	–
оз. Хотавец	187	800	–	–	–	–
оз. Мотыкино	16	70	–	–	–	–
оз. Змеиное	15	60	–	–	–	–
оз. Дубровское	13	60	–	–	–	–
оз. Утешково	11	50	–	–	–	–
оз. Нажмозеро	18	80	–	–	–	–
оз. Отно	–	–	40	170	44	190
р. Яна	38	160	19	80	–	–

1 – в соответствии с требованиями ЕРА США
2 – в соответствии с требованиями ВОЗ
"–" в выборке отсутствуют экземпляры соответствующего размера.

Не очень часто встречался окунь весом более 300 г – желанная добыча любого рыбака. В оз. Кубенском такой окунь содержал ртуть в концентрациях, превышающих ПДК для хищной рыбы, а в оз. Воже, Рыбинском и Шекснинском в-щах – ПДК для нехищной рыбы.

В соответствии с самыми жесткими требованиями (ЕРА, США) и рекомендациями Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ) ежедневное употребление рыбы из обследованных водоемов не должно превышать приведенных в таблице значений (табл. 5).

Если не брать в расчет окуня из ацидных озер, оз. Нажмозеро и оз. Кубенское, то мелкий (до 150 г) окунь при употреблении в пищу не представлял особой опасности в отличие от более крупного.

ВЫВОДЫ

1. В водоемах Северо–Запада России существует проблема ртутного загрязнения рыбы, поскольку для некоторых озер и водохранилищ зарегистрировано превышение действующих в России ПДК ртути в рыбе.

2. Употребление в пищу окуня по сравнению с другими видами рыб представляет наибольшую опасность здоровью населения, так как в основном он накапливает ртуть в мышцах до уровней, превышающих ПДК.

3. К потенциально опасным относятся ацидные озера, которые населены только окунем. Мелкий по размерам окунь из этих озер способен накапливать ртуть до уровней ПДК. Единственный источник ртути в экосистемах этих озер – атмосферные выпадения.

4. В соответствии с рекомендациями ВОЗ, имеющими целью сохранение здоровья взрослого населения, ежедневное употребление крупного окуня из больших водоемов и мелкого из ацидных не должно превышать 50–100 г. В противном случае увеличивается риск возникновения заболеваний.

5. В соответствии с рекомендациями EPA –USA, ежедневное употребление крупного окуня из больших водоемов и мелкого из ацидных и оз. Кубенское не должно превышать 10–30г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ГОСТ 12.1.005-88. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны. Введен с 01.01.1990.
2. Кубенское озеро. Л., Наука, 1974, 31 с.
3. *Лапердина Т.Г.* Определение ртути в природных водах. Новосибирск, Наука, 2000, 222 с.
4. Методические указания. МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999, 38с.
5. Обзор фонового состояния окружающей природной среды в СССР за 1988 год. М. 1989., 89 с.
6. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1999, 304 с.
7. Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. ГН 2.1.6.695-98
8. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК). № 2264–80 от 30.10.80.
9. Санитарные правила и нормы. “Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества”. СанПиН 2.1.4.559–96. М.: Госкомэпиднадзор России, 1996, 111 с.
10. Санитарные правила и нормы. “Продовольственное сырье и пищевые продукты. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов”. СанПиН 2.3.2. 560–96. М.: Госкомэпиднадзор России, 1997, 269 с.
11. *Степанова И.К., Комов В.Т.* Ртуть в абиотических и биотических компонентах озер Северо-Запада России // Экология. 1996. Т. 27. № 3. С. 198–203.
12. Степанова И.К., В.Т. Комов. 1997. Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области // Экология. 1997. Т. 28, № 4. С.196–202.
13. Структура и функционирование экосистем ацидных озер. Л:. Наука, 1994, 212 с.
14. Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль, 2002, 368 с.
15. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001, 427 с.
16. Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1995).Final water quality guidance for the Great Lakes system: Final Rule. *Fed. Regist.* 60(56):15366–15425 (March 23, 1995).

17. FAO/SIDA. Manual of methods in aquatic environment research. Part 9. Analyses of metals and organochlorines in fish. FAO Fish. Tech. Pap. 212. 1983. 33p.
18. *Fitzgerald W.F.* Is Mercury Increasing in the Atmosphere? The Need for an Atmospheric Mercury Network (AMNET)// Water, Air and Soil Pollution. 1995. V. 85. P. 245–254.
19. *Fuyuta M., T. Fujimoto, and S. Hirata.* Embryotoxic effects of methylmercuric chloride administered to mice and rats during organogenesis // Teratology. 1978. V. 18. № 3 P.353–366.
20. *Fuyuta M., T. Fujimoto, and E. Kiyofuji.* Teratogenic effects of a single oral administration of methylmercuric chloride in mice // Acta Anat (Basel). 1979. V. 104. №3. P. 356–362.
21. *Grandjean P., P. Weihe, R. White, F. Debes, S. Arak, K. Yokoyama, K. Murata, N. Sorensen, R. Dahl, and P. Jorgensen.* Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury // Neurotoxicol. Teratol. 1997. V. 20. P.1–12.
22. *Greib, T., C.Driscoll, S.Gloss, C. Schofield, G. Bowie , and D. Procella.* Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula // Environ.Toxicol.Chem. 1990. №9. P. 919–930.
23. *Johnson,M., L.Culp and S.George.* Temporal and spatial trends in metal loadings to sediments of the Turkey lakes, Ontario // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1986. V. 43. P. 754–762.
24. *Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H.* Lake acidity and mercury content of fish in Darvin National Reserve, Russia // Environ. Pollut. 1992. V. 78. P. 107–112.
25. *Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H.* Mercury Concentration in Perch (Perca fluviatilus) as Influenced by Lacustrine Physical and Chemical Factors in Two Regions of Russia // Mercury Pollution Integration and Synthesis. (Eds. J. Watras and W. Huckabee). Lewis Publishers. NY, 1994. P.397–407.
26. *Hakanson L., T.Andersson, A.Nilsson.* Mercury in fish in Swedish lakes – linkages to domestic and European sources of emissions // Water Air Soil Pollut. 1990. V. 50. P.171–191.
27. *Heiskary S. and D.Helwig.* Mercury levels in northern pike, Esox lucius, relative to water chemistry in northern Minnesota lakes// Lake Reserv. Manage. 1986. № 2. P. 33–37.

28. *Khera K.S.* Reproductive capability of male rats and mice treated with methylmercury// Toxicol. Appl. Pharmacol.1973. V. 24. № 2. P.167–177.
29. *McKeown-Eyssen G., J. Ruedy, and A. Neims.* Methyl mercury exposure in northern Quebec. II. Neurologic findings in children // Am. J. Epidemiol.1983. V. 118. P. 470–479.
30. *McMurtry M., D.Wales, W.Scheider, G.Beggs and P.Dimond.* Relationship of mercury concentrations in lake trout (Salvelinus namaycush) and smallmouth bass (Micropterus dolomieui) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes // Can. J.Fish.Aquat.Sci. 1989. V. 46. P. 426–434.
31. *Murata K., P. Weihe, S. Araki, E. Budtz-Jorgensen, and P. Grandjean.* Evoked potentials in Faroese children prenatally exposed to methylmercury // Neurotoxicol. Teratol. 1999. V. 21. P. 471–472.
32. *Myers G., D. Marsh, P. Davidson, C. Cox, C. Shamlaye, M. Tanner, A. Choi, E. Cernichiari, O. Choisy, and T. Clarkson.* Main neurodevelopmental study of Seychellois children following *in utero* exposure to methylmercury from a maternal fish diet: outcome at six months // Neurotoxicology. 1995a. V. 16. P. 653–664.
33. *Myers G.J., P.W. Davidson, C. Cox, C.F. Shamlaye, M.A. Tanner, O. Choisy, J. Sloane-Reeves, D.O. Marsh, E. Cernichiari, A. Choi, M. Berlin, and T.W. Clarkson.* Neurodevelopmental outcomes of Seychellois children sixty-six months after *in utero* exposure to methylmercury from a maternal fish diet: pilot study // Neurotoxicology. 1995. V.16. P. 639–652.
34. *Myers G.J., P.W. Davidson, and C.F. Shamlaye.* A review of methylmercury and child development // Neurotoxicology. 1998. V.19. № 2. P. 313–328.
35. *Porcella D.B.* Mercury in in the Environment: Biogeochemistry// In: Mercury Pollution Integration and Synthesis. Watras, C.J. and J.W.Huckabee (eds.). 1994. P. 3–19.
36. *Rada R., J.Wiener, M.Winfrey and D.Powell.* Recent increses in atmospheric dfposition of mercury to North Central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses // Arch. Environ. Contam.Toxicol. 1989. V. 18. P. 175–181.

37. *Salonen J.T., K. Seppanen, K. Nyyssonen, H. Korpela, J. Kauhanen, M. Kantola, J. Tuomilehto, H. Esterbauer, F. Tatzber, and R. Salonen.* Intake of mercury from fish, lipid peroxidation, and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in Eastern Finnish men // Circulation 1995. V. 91. № 3. P.645–655.
38. *Sato T. and F. Ikuta.* Long-term studies on the neurotoxicity of small amount of methyl mercury in monkeys (first report) // T. Tsubaki. Studies on the Health Effects of Alkylmercury in Japan. Ed.Environment Agency: Japan, 1975. P. 63–70.
39. *Sorensen N., K. Murata, E. Budtz-Jorgensen, P. Weihe, and P. Grandjean.* Prenatal methylmercury exposure as a cardiovascular risk factor at seven years of age // Epidemiology. 1999. V. 10. P. 370–375.
40. *Stern A.H.* Estimation of the interindividual variability in the one-compartment pharmacokinetic model for methylmercury: implications for the derivation of a reference dose // Regul. Toxicol. Pharmacol. 1997. V. 25. P. 277–288.
41. U.S. EPA. 1997. Mercury study report to Congress. V. IV: an assessment of exposure to mercury in the United States. U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development. EPA/452/R-97-006.
42. *Verta M., S.Rekolainen and K.Kinnunen.* Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs // Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. 1986. V. 65. P. 44–58.
43. *Wiener J., W.Fitzgerald, C.Watras and R.Rada.* Partitioning and bioavailability of mercury in an experimentally acidified Wisconsin lake // Environ. Toxicol. Chem. 1990. V. 9. P. 909–918.
44. *Winfrey M. and J.Rudd.* Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes // Eniron. Toxicol. Chem. 1990. V. 9. P. 853–869.
45. *Wren C. and H. MacCrimon.* Mercury levels in the sunfish (Lepomis gibbosus) relative to pH and other environmental variables of Precambrial Shield lakes // Can. J. Fish.Aquat.Sci. 1983. V.40. P. 1737–1744.

46. *Wulf H.C., N. Kromann, N. Kousgaard, J.C. Hansen, E. Niebuhr, and K. Alboge.* Sister chromatid exchange (SCE) in Greenlandic Eskimos. Dose-response relationship between SCE and seal diet, smoking, and blood cadmium and mercury concentrations // Sci. Total. Environ. 1986. V. 48. № 1-2. P. 81–94.
47. WHO (World Health Organization). 1990. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva.

MERCURY CONTENT IN MUSCLES OF FISH FROM NORTH-WEST RUSSIA: CAUSES OF INTENSIVE ACCUMULATION AND ASSESSMENT OF NEGATIVE EFFECT ON HUMAN HEALTH

Komov V.T., Stepanova I.K., Gremyachikh V.A.
I.D. Papanin Institute for Boilogy of Inland Waters, RAS
152642 Borok, Nekouz, Yaroslavl, *vkomov@ibiw.yaroslavl.ru*

The problem of mercury pollution of waterbodies in the North-West Russia is stated. The patterns of metal migration in aquatic ecosystems are analyzed. Special attention is paid to a low mercury content in fish (even at the MPC level) which nevertheless poses the threat to human health. Assessments of the mercury effect on the health of human population made by Russian and foreign experts are compared, recommendations are given on standards for safe use of fish from different waterbodies as food for the population.

УДК 574.64.574.24

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ С ПОМОЩЬЮ БИОМАРКЕРОВ РАЗНОГО УРОВНЯ

Руднева И.И.[1], *Шевченко Н.Ф.*[1], *Овен Л.С.*[1], *Залевская И.Н.*[2], *Скуратовская Е.Н.*[2]
[1] Институт биологии южных морей НАН Украины, 99011, Севастополь, пр. Нахимова, 2, *svg@bios.iuf.net*
[2] Таврический Национальный университет, 96031, Симферополь, ул. Ялтинская, 4

Усиление антропогенной нагрузки на прибрежные морские экосистемы привело к необходимости детального анализа их состояния, и, прежде всего их биотической составляющей с выделением соответствующих биомониторов (тест-объектов) и биомаркеров, характеризующих ответные реакции организма на неблагоприятные воздействия. С этой целью исследовали ихтиоценозы пяти севастопольских бухт с разным уровнем загрязнения на различных уровнях их биологической организации: сообщества (видовой состав ихтиоценозов), популяционном (размерно-возрастной и половой состав популяций морского ерша, выбранного в качестве биомонитора), органно-тканевом (индексы печени, гистологический анализ гонад), молекулярном (параметры перекисного окисления липидов, содержание антиоксидантов в печени и активность ферментов антиоксидантной системы крови). Показаны различия в исследуемых параметрах, которые обусловлены как естественными причинами (изоляцией бухт от открытой части моря), так и влиянием загрязнения. При этом изоляция бухт и обусловленные ею факторы в большей степени влияют на биоразнообразие рыб в ихтиоценозах, их размерно-возрастной и половой состав, тогда как морфофизиологические показатели, нарушение гаметогенеза, активация процессов перекисного окисления липидов и активности ферментов антиоксидантной системы в основном характерны для особей, обитающих в более загрязненных акваториях. Обсуждается возможность использования примененных биомаркеров для комплексной оценки состояния водной среды.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время для анализа состояния водных экосистем, подвергающихся интенсивному антропогенному воздействию, важно не только знать содержание загрязнителей в воде, грунтах и биоте, но и отклики гидробионтов на действие этих загрязнителей. Определение взаимодействия между токсикантами и ответными реакциями водной среды и ее биоты является одной из актуальных задач современной экотоксикологии. Множество антропогенных факторов, комбинация их синергических, антагонистических и маскирующих эффектов выдвигает на первый план проблему методов оценки их влияния на водные организмы. Именно комплексный подход, включающий использование разных методов анализа гидробионтов и среды их обитания, способен дать наиболее полную и адекватную оценку состояния водных экосистем, а также прогнозировать последствия кратковременного и долговременного антропогенного воздействия на качество среды и пригодность ее для нормальной жизнедеятельности гидробионтов.

Для определения влияния химических загрязнителей на организм необходимо проанализировать не только их содержание в воде, но и установить ответные реакции организма на действие этих факторов. Традиционные гидрохимические и химико-аналитические методы позволяют измерить уровни загрязнителей в определенных, часто в очень ограниченных пределах с применением специальной дорогостоящей аппаратуры, реагентов, а также значительных временных затрат. Биоиндикация (методика оценки экологического состояния окружающей среды по реакциям обитающих в ней биологических систем) имеет ряд преимуществ по сравнению с традиционными методами исследования: она неспецифична, то есть одинаково допустима для выявления вредного действия на биосистемы либо физических, либо химических, либо биологических факторов или их суммарного эффекта. Методы биоиндикации весьма чувствительны, так как живые организмы могут воспринимать более низкие концентрации токсикантов, чем любой аналитический датчик, используемый в аппаратуре [46]. С помощью данных методов можно решать как прямые задачи (действие известного фактора на живую систему), так и обратные, когда по реакции системы можно определить параметры факторов, вызывающих ее изменения. Совершенно очевидно, что действие загрязняющих веществ и их совокупности вызывает отклик со стороны живой системы на всех уровнях ее биологической организации: молекулярном, клеточном, тканевом, органном, организменном, популяционном, на уровне сообщества и экосистемы. В связи с этим разработка методов анализа и выбор соответствующих критериев для каждого уровня является важнейшей задачей экотоксикологии [45, 48–50]. Для построения иерархической системы ответных реакций важно выделить биомониторы (тест-объекты) – виды (компоненты экосистемы), адекватно реагирующие и чувствительные к осуществляемому воздействию. Они должны обладать определенными качествами, а именно [17–19, 57]:

- повсеместное распространение в водоеме как в относительно чистых, так и в загрязненных районах;
- хорошо изученная биология (жизненный цикл, питание, созревание, температурный режим, размножение)
- относительно оседлый образ жизни, то есть вид не должен совершать длительных миграций.

Для характеристики состояния биомониторов важно подобрать соответствующие биомаркеры – такие индикаторы разного биологического уровня, которые позволяют оценить отклики организма на действие различных, в том числе неблагоприятных для него факторов [3, 30, 48, 49, 52]. В качестве таких маркеров могут быть использованы морфофизиологические показатели [15, 37, 38, 47, 51, 54, 65], состояние репродуктивной системы, генетические и биохимические характеристики, в частности, параметры молекулярных защитных систем – активность неспецифических монооксигеназ, антиоксидантных ферментов, показатели перекисного окисления липидов, белковый состав сыворотки крови [16–19, 30, 55, 56, 58, 73] и др.

В связи с этим целью настоящей работы явилось сравнительное исследование биомаркеров разного уровня в популяциях морского ерша, обитающих в бухтах Севастополя, характеризующихся разными экологическими условиями и разным

уровнем антропогенной нагрузки, а также анализ откликов этих параметров на качество среды обитания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Материал исследования. Ихтиологический материал собран в течение 4-х лет (1999–2002 гг.) в пяти бухтах в районе Севастополя: северной части Севастопольской бухты, Балаклавской, Мартыновой, Стрелецкой и Карантинной. Исследовали размерно-массовый, половой и возрастной состав рыб по общепринятым методикам [25, 47, 51], возраст определяли по отолитам. Для характеристики физиологического состояния рыб определяли абсолютную массу печени, индекс печени (ИП) и упитанность.

Гистологические исследования гонад. Использовали яичники рыб, находящиеся на IV, VI–IV и VI–V стадиях зрелости, которые предварительно фиксировали в 4%-ном растворе формалина. Через несколько дней после фиксации маленькие кусочки яичников подвергали гистохимическому анализу по стандартной методике – промывали водой, проводили через спирты с разной концентрацией, спирт-ксилол, ксилол, парафин-ксилол, парафин и заливали в парафин. Срезы толщиной 7–8 мм окрашивали по Маллори или железным гематоксилином по Гейденгайну [29]. Исследовали 30 самок скорпены, отловленных в разных севастопольских бухтах.

Биохимические исследования крови и печени рыб. Кровь рыб отбирали пастеровской пипеткой из хвостовой артерии, отстаивали на холоде для получения сыворотки. Эритроциты использовали для определения активности антиоксидантных ферментов, для чего получали их гемолизаты в соответствии с методом, описанным в [42]. Печень рыб замораживали и хранили при –20° С.

Активность антиоксидантных ферментов в крови. Активность ферментов определяли на спектрофотометре Specol 211 колориметрическими методами, описанными нами ранее [70]: каталазы – по реакции разложения перекиси водорода [2], супероксиддисмутазы СОД – используя систему НАДФ–ФМС–НСТ [66], пероксидазы – по реакции с бензидином [14] и глутатионредуктазы – по [22]. Расчет активности ферментов проводили на 1 мл эритроцитов в минуту.

Липидный состав и параметры перекисного окисления липидов в печени. Липиды печени экстрагировали смесью гексан:изопропанол в соотношении 2:1 на холоду [4], их концентрацию определяли гравиометрическим методом. Анализ содержания гидроперекисей липидов проводили по [8], концентрацию ТБК-реактивных продуктов – по [39]. Кроме того, в липидных экстрактах печени определяли содержание каротиноидов и витамина А по [9], а также концентрацию фосфолипидов и холестерина – по [26].

Статическая обработка результатов. Статистическую обработку результатов проводили по [13]. Сравнительный анализ осуществляли с использованием t-критерия Стьюдента. Результаты считали достоверными в случае, если $p<0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Экологическая характеристика исследуемых бухт. Исследуемые бухты расположены в пределах Севастополя и достаточно удалены друг от друга. Все бухты подвергаются значительной антропогенной нагрузке: стоками ливневой канализации, а также выпуском хозяйственно-фекальных и производственных сточных вод непосредственно в бухты. Согласно данным, предоставленным Государственной инспекцией охраны Черного моря, ежесуточно в Стрелецкую бухту сбрасывается 350 $м^3$, Балаклавскую – 10000 $м^3$, Карантинную – 50 $м^3$ сточных вод, а в Мартыновой бухте находится аварийный выпуск. Помимо этого в Стрелецкой, Мартыновой и Севастопольской бухтах отмечено более интенсивное судоходство и рекреационная нагрузка по сравнению с Балаклавой и Карантинной. Согласно данным [20] в Севастопольскую бухту ежегодно поступает 9 т тяжелых металлов, 19 т нефти, 96 т детергентов. Антропогенное воздействие в Балаклавской бухте локальное, тогда как в остальных бухтах оно распространено по всей акватории [11]. Все бухты Севастополя загрязнены хлорорганическими соединениями (ХОС): содержание ПХБ колеблется в пределах 18–88 нг/л, ГХЦГ – 004–007 мг/л [23]. Эти

загрязняющие вещества распределяются по всей акватории, оседают в грунтах и аккумулируются в гидробионтах. По основным показателям качества воды эти акватории можно разделить на сильно загрязненные (северная часть Севастопольской бухты, Стрелецкая и Балаклавская) и менее загрязненные – Мартынова и Карантинная (табл. 1).

Таблица 1. Содержание основных загрязняющих веществ (мг /л) в воде бухт Черного моря *

Бухта	Нефте-продукты	СПАВ	$БПК_5$	Взвешенное вещество	Fe	NH^+_3-N_2	NO_2
Балаклава	0.13–0.07	0.005	3.2	3.5	0.08	0.04	0.005
Северная	0.14–0.08	0.002	3.0	3.3	0.06	0.04	0.002
Стрелецкая	0.15–0.08	0.009	2.9	3.4	0.07	0.03	0.004
Карантинная	0.07–0.05	0.003	2.5	2.4	0.03	0.04	0.003
Мартынова	0.03–0.01	0.002	2.5	2.4	0.03	0.04	0.003

* по данным Государственной инспекции охраны Черного моря

Видовое разнообразие ихтиоценозов. Наибольшее биоразнообразие рыб обнаружено в Стрелецклой бухте, в меньшей степени – в Карантинной, тогда как в остальных бухтах число видов почти не отличается (табл. 2). Следует отметить, что Стрелецкая и Карантинная бухты непосредственно связаны с открытой частью моря, в то время как в других акваториях водообмен затруднен вследствие наличия естественных преград (Балаклава) или искусственного мола (северная часть Севастопольской бухты и Мартынова). Последнее обстоятельство в значительной степени препятствует свободному заходу рыб из открытой части моря, снижает водообменные процессы в бухтах и их способность к самоочищению, а также возможности развития кормовых организмов. Однако во всех случаях наиболее массовым видом является морской ерш, численность которого составила от 10 до 28.4%. Биология этого вида достаточно хорошо изучена, он широко распространен в прибрежной части России, Украины, Кавказа [17, 21], не является промысловым видом (вылов в районе

Севастополя не превышает 200–400 кг в год, поэтому при изучении его популяционных

Таблица 2. Видовой состав рыб из севастопольских бухт

Виды	Бухты				
	Северная	Карантинная	Мартынова	Стрелецкая	Балаклава
Сем. Gadidae					
Морской налим *Gaidropsarus mediterraneus* (L.)	–	4.6	2.3	0.2	0.81
Мерланг *Merlangus merlangus euxinus* (Nord)	10.4	16.5	10.3	3.8	18.4
Сем. Atherenidae					
Атерина черноморская *Aterina boyeri pontyica* (Eichwald)	–	–	–	5.3	1.6
Атерина средиземноморская *Atherina hepsetus* (L.)	–	2.5	0.6	26.0	18.8
Сем. Mugilidae					
Кефаль–сингиль *Liza aurata* (Risso)	–	5.9	5.0	0.2	–
Сем. Carangidae					
Ставрида средиземноморская *Trachurus mediterraneus* (Staindachner)	19.8	14.0	15.5	9.9	12.1
Сем. Centracanthidae					
Спикара *Spicara flexuosa* (Rafinesque)	2.2	13.6	7.4	5.9	13.5
Сем. Sciaenidae					
Темный горбыль *Sciena umbra* (L.)	5.4	1.7	6.1	1.5	–
Сем. Mullidae					
Султанка *Mullus barbatus ponticus* (Essipov)	22.9	2.5	11.5	12.0	15.2

Виды	Бухты				
	Северная	Карантинная	Мартынова	Стрелецкая	Балаклава
Сем. Labridae					
Зеленушка–рябчик *Symphodus cinereus* (Bonnatrre)	2.5	1.5	1.7	1.5	1.6
Зеленушка *Symphodus tinca* (L.)	1.7	0.2	0.7	3.7	0.4
Сем. Gobidae					
Бычок–черныш *Gobius niger jozo* (L.)	1.1	–	0.2	0.2	3.3
Бычок травяник *Gobius ophiocephalus* (Pallas)	0.3	0.4	0.2	1.2	–
Бычок мартовик *Mezogobius bathacho-cephalus* (Pallas)	–	4.6	3.4	3.4	–
Бычок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas)	4.2	9.4	9.7	9.5	4.1
Сем. Scorpaenidae					
Морской ерш *Scorpaena porcus* (L.)	28.4	22.4	24.4	13.0	10.0
Прочие виды*	1.1	1.2	1.0	3.2	0.2
Всего видов	19	28	21	43	21

* К прочим видам отнесены рыбы, составляющие менее 0.1 %

характеристик можно игнорировать промысловую смертность [43]). Учитывая это, морской ерш выбран нами в качестве биомонитора, на котором изучались биомаркеры разного уровня, характеризующие влияние естественных и антропогенных факторов на популяции рыб из разных бухт.

Морфофизиологические характеристики морского ерша. Размеры и масса морского ерша практически не различаются, за исключением рыб из Карантинной бухты, у которых общая длина и масса достоверно ниже ($p<0.01$) по сравнению с особями из остальных бухт (табл. 3). Масса печени достоверно выше ($p<0.01$) у рыб из северной части Севастопольской бухты по сравнению с рыбами из других бухт. По этому показателю нет различий у особей из Балаклавы, Стрелецкой и Мартыновой, но у всех ИП достоверно выше ($p<0.01$) по сравнению с рыбами из Карантинной бухты. В то же время ИП у морского ерша из Мартыновой и Карантинной бухт достоверно ниже ($p<0.01$)

соответствующих значений рыб из более загрязненных акваторий, а показатель упитанности имеет обратную тенденцию.

Возрастной состав морского ерша и соотношение полов

Таблица 3. Размерно-массовые параметры морского ерша из севастопольских бухт

Параметры	Северная, n=102	Балаклава, n=32	Стрелецкая, n=92	Мартынова n=49	Карантинная n=95
Абсолютная длина (см, пределы)	9.9–24.0	12.4–21.7	11.3–28.2	8.8–20.6	6.3–21.1
M±m	16.5±0.3	16.1±0.6	16.1±0.5	16.6±0.4	14.0±0.3
Стандартная длина (см, пределы)	7.5–19.2	9.8–17.0	8.1–26.0	6.7–16.2	61.0–17.3
M±m	13.1±0.4	12.5±0.5	13.4±1.5	12.9±0.3	11.9±1.1
Общая масса (г, пределы)	13.0–200.0	16.1–170.0	12.9–205.0	8.0–132.0	12.0–132.3
M±m	70.7±5.2	71.7±7.8	77.5±10.4	83.6±5.8	49.2±3.0
Масса тушки (г, пределы)	12.0–168.0	16.1–135.0	15.9–328.0	6.9–116.9	9.09–113.9
M±m	62.2±2.6	61.3±6.9	66.4±7.8	72.5±4.0	43.5±2.6
Масса печени (г, пределы)	0.40–7.68	0.20–6.70	0.18–7.32	0.08–5.92	0.05–1.76
M±m	4.19±0.48	2.06±0.34	2.47±0.43	1.7±0.2	0.84±0.1
ИП, M±m	4.5±0.5	3.2±0.3	3.2±0.1	2.1±0.2	1.8±0.1

также варьируют: в северной части Севастопольской бухты, Стрелецкой и Карантинной показатель "самки/самцы" составил 1:1.4 – 1:1.5, в Балаклаве – самцов было в два раза больше, а в Мартыновой – одинаковое число самок и самцов (табл. 4). Во всех исследованных популяциях доминировали 3–4-х летние особи,

однако, в более загрязненных бухтах не обнаружены однолетние рыбы, в северной части Севастопольской бухты – рыбы 6–7-летнего возраста. В закрытых бухтах – Балаклаве и Мартыновой не найдены 7-летние особи.

Таблица 4. Возрастной и половой состав морского ерша из севастопольских бухт

Бухты	Соотношение полов "самки/самцы"	Возрастные группы, % к общему числу особей						
		1	2	3	4	5	6	7
Северная	1:1.5	0	17.4	40.7	30.3	11.6	0	0
Балаклава	1:2.2	0	6.2	50.0	21.8	12.6	9.4	0
Стрелецкая	1:1.4	0	10.0	37.8	25.6	14.5	5.5	6.5
Мартынова	1:1	3.7	9.3	27.8	29.6	22.2	7.4	0
Карантинная	1:1.5	5.3	17.0	38.3	28.8	4.2	5.3	1.1

Аномалии оогенеза морского ерша. Репродуктивная система рыб очень чувствительна к любым, в том числе антропогенным изменениям среды. Ее ответные реакции многообразны [1]. Наиболее широко распространенной формой отклика на неблагоприятные воздействия является нарушение оогенеза, чаще всего проявляющееся в резорбции вителлогенных ооцитов. В связи с этим в качестве биомаркера может быть использован такой показатель, как наличие в яичниках половозрелых самок скорпены резорбирующихся яйцеклеток.

Таблица 5. Число самок скорпены с аномалиями оогенеза в севастопольских бухтах

Бухта	Общее число рыб	Число рыб с нормальным оогенезом	Число рыб с нарушениями оогенеза
Северная	3	1	2
Стрелецкая	19	14	5
Мартынова	7	5	2

Результаты исследования показали, что в исследуемых бухтах в нерестовом стаде скорпены встречаются самки с нарушениями оогенеза, но их доля в улове значительно меньше доли рыб, не имеющих отклонений в развитии яйцеклеток. Из 30 исследованных самок 10 особей, т.е. 33.3% имели в гонадах резорбирующиеся ооциты старших генераций (табл. 5).

Полученные данные свидетельствуют, что в бухтах Севастополя имеются токсические вещества, негативно влияющие на репродуктивную систему рыб. Под их влиянием у некоторых самок морского ерша происходит резорбция вителлогенных ооцитов одной или нескольких фаз развития, что приводит к снижению индивидуальной плодовитости. От количества в нерестовом стаде самок с нарушениями оогенеза зависит и популяционная плодовитость. В то же время в наиболее чистых бухтах за пределами Севастополя (Батилиман) не обнаружено самок с поврежденными гонадами.

Биохимические параметры морского ерша. Загрязнение водной среды вызывает стресс у гидробионтов, проявляющийся в усилении свободнорадикальных процессов и накоплении продуктов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в тканях и органах [5, 7]. Для предотвращения избыточной концентрации продуктов ПОЛ и их детоксикации в организме существует защитная антиоксидантная система (АОС), представленная ферментами и низкомолекулярными антиоксидантами. Активация ПОЛ и АОС в результате действия неблагоприятных факторов является неспецифической ответной реакцией организма и, следовательно, параметры ПОЛ и АОС могут служить удобными и адекватными биомаркерами для анализа состояния рыб и среды их обитания. На этом основании были исследованы показатели липидного обмена, содержание антиоксидантов в печени морского ерша, а также активность антиоксидантных ферментов крови.

Содержание липидов, антиоксидантов и параметры ПОЛ в печени. Максимальное содержание липидов обнаружено в печени ерша из Мартыновой бухты (табл. 6).

Такая же тенденция установлена для содержания холестерина, тогда как уровень фосфолипидов одинаков в печени рыб из всех исследуемых бухт. Следует особо отметить снижение соотношения холестерин/фосфолипиды в печени рыб из северной части Севастопольской бухты и из Карантинной бухты по сравнению с особями из Стрелецкой и Мартыновой, что

свидетельствует об изменении структурно-функциональных свойств мембран и нарушении состояния клеток при действии неблагоприятных факторов. Содержание каротиноидов в печени рыб из исследуемых бухт не показало достоверных различий, а концентрация витамина А выше в печени рыб из более загрязненных бухт.

Таблица 6. Содержание липидов и антиоксидантов в печени морского ерша из севастопольских бухт (M ± m)

Показатели	Северная n=10	Стрелецкая n = 7	Мартынова n =9	Карантинная n=8
Общие липиды, мг/г ткани	2.40±0.30	1.82±0.10 *	8.00±0.30 * **	2.00±0.10 ** ***
Холестерин, нмоль/л	1.31±0.27	2.94±0.15 *	3.99±0.58 *	1.54±0.25 ** ***
Фосфолипиды, нмоль/л	2.19±0.04	2.12±0.07	2.10±0.06	2.21±0.05
Холестерин/ фосфолипиды	0.58±0.02	1.39±0.05 *	1.89±0.29 *	0.72±0.14 ** ***
Каротиноиды, мкг/г липидов	3.02±0.3	3.20±0.26	2.68±0.15	2.23±0.24
Витамин А, мг/г липидов	6.8±0.71	7.81±0.73	5.50±0.27 **	5.37±0.19 **

* – различие достоверно по отношению к северной части Севастопольской бухты,
** – то же по отношению к Стрелецкой,
***– то же по отношению к Мартыновой.

Концентрация гидроперекисей липидов и ТБК-реактивных продуктов достоверно выше в печени рыб из более загрязненных бухт, северной части Севастопольской и Стрелецкой, что может свидетельствовать об интенсификации процессов ПОЛ в печени рыб из этих акваторий (табл. 7).

Таким образом, достоверные различия установлены в содержании холестерина и соотношении холестерин/фосфолипиды в печени рыб из исследуемых бухт. Следует отметить при этом, что многие органические загрязнители по своей структуре имеют сходство с молекулами холестерина и стероидных гормонов, что может приводить к крайне негативным последствиям для здоровья рыб и их репродукции при включении данных веществ в метаболизм [7, 40, 58, 61].

Таблица 7. Параметры перекисного окисления липидов в печени морского ерша из севастопольских бухт (на мг липидов, M± m)

Показатели	Северная n=10	Стрелецкая n =7	Мартынова n=9	Карантинная n=8
Гидроперекиси, мкг	7.70± 0.77	8.82± 0.82	4.06 ±0.34 * **	5.58 ±0.32 * **
ТБК-реактивные продукты, нмоль	7.04 ±0.73	9.14 ±0.68	6.33 ±0.43 **	6.43 ±0.27 **

Примечание: обозначения те же, что в табл. 6.

Активность антиоксидантных ферментов крови. Активность некоторых ферментов антиоксидантной системы крови ерша из Севастопольских бухт приведена в табл. 8. Активность СОД достоверно выше ($p<0.01$) в крови рыб, обитающих в северной части Севастопольской бухты и в Стрелецкой по сравнению с соответствующими значениями крови рыб из других бухт. Самая низкая активность каталазы отмечена у рыб из Стрелецкой бухты. В тоже время активность этого фермента достоверно снижена ($p<0.01$) у рыб из северной части и Балаклавы по отношению к соответствующим параметрам рыб из Мартыновой и Карантинной бухт. Активность пероксидазы снижена в крови рыб из Балаклавы по сравнению с другими бухтами ($p<0.01$). Активность глутатионредуктазы достоверно выше ($p<0.01$) в крови рыб из наиболее загрязненных бухт. Таким образом, реакции ферментов антиоксидантной системы крови рыб неоднозначны на загрязнение среды обитания и характеризуют дифференцированный ответ организма на содержание загрязняющих веществ в среде.

Результаты исследований свидетельствуют, что качество среды обитания, определяемое как естественными условиями, так и антропогенной деятельностью, оказывает значительное влияние на все исследуемые параметры ихтиоценозов. Исследуемые нами бухты существенно отличаются по своим гидрологическим и гидрохимическим параметрам, что связано с относительной замкнутостью Балаклавской, Севастопольской и Мартыновой бухт и открытостью Карантинной и Стрелецкой [11]. В то же время по основным показателям антропогенного загрязнения, согласно данным Государственной инспекции охраны Черного моря, [23] эти акватории можно разделить на более загрязненные (Севастопольская, Стрелецкая и Балаклава) и менее загрязненные (Мартынова и Карантинная).

Таблица 8. Активность антиоксидантных ферментов эритроцитов крови морского ерша из севастопольских бухт (M± m, на мл эритроцитов/мин)

Ферменты	Северная n=82	Стрелецкая n=76	Балаклава n=30	Мартынова n=94	Карантинная n=158
СОД, усл. ед. $\times 10^2$	34.35 ±2.59	2.0±6 1.50	14.73± 1.55	12.48 ±0.89	13.38 ±0.98
Каталаза, мг H_2O_2	17.54 ±0.67	12.50 ±1.22	17.49± 2.22	29.02 ±0.51	30.07 ±0.58
Пероксидаза, опт. ед. $\times 10^2$	27.94 ±0.28	26.45 ±1.39	13.86± 2.43	24.31± 1.15	20.59 ±0.97
Глутатионредуктаза, нмоль НАДФН	39.85± 3.09	29.80 ±3.14	21.90± 1.28	16.65± 2.32	12.14 ±1.25

В настоящее время для экосистемы Черного моря наиболее опасными загрязняющими веществами являются хлорорганические соединения (ХОС), нефтепродукты, тяжелые металлы, которые обнаруживаются в воде и достаточно высоких концентрациях в грунтах и гидробионтах. По уровню содержания ХОС в воде исследуемые бухты можно отнести к водоемам средней степени загрязнения [24, 28, 40]. Концентрации этих токсикантов в открытой части моря значительно ниже даже по сравнению с наиболее загрязненной северо-западной частью моря [35, 44, 72].

Различия в условиях существования сказались на видовом разнообразии сообществ рыб в исследуемых бухтах. В этом случае биоразнообразие, по-видимому, в наибольшей степени зависит от степени изоляции акваторий от открытой части моря, что снижает их доступность для захода многих видов. В то же время нельзя исключать ухудшение собственно экологической ситуации в этих бухтах (сокращение водообмена и кормовой базы, возможность эвтрофирования, снижение интенсивности процессов самоочищения), что в значительной степени создает неблагоприятные условия среды обитания для рыб. При этом следует подчеркнуть, что такое антропогенное воздействие как искусственный мол, ограничивающий вход в Севастопольскую бухту, привел к снижению в ней видового разнообразия гидробионтов и ухудшению экологических условий.

Многие популяционные параметры биомониторного вида – морского ерша, также зависели от среды обитания. При отсутствии видимых различий в размерно-массовых характеристиках рыб из исследуемых бухт (за исключением достоверного их снижения у рыб из Карантинной бухты) ранее было показано замедление скорости роста у особей из более загрязненных акваторий [17]. Обнаружено, что одновозрастные особи морского ерша, обитающие в более чистых водах у Кавказского побережья, имели большую длину и массу по сравнению с аналогичными рыбами, отловленными у берегов Крыма и в северо-западной части Черного моря, подвергающихся тотальной антропогенной нагрузке. В исследованных нами бухтах уровень загрязнения отличался незначительно, и на данные показатели, по-видимому, большее влияние оказало расположение бухт и, в частности, степень их изоляции от открытой части моря. Вместе с тем у рыб из более загряненных бухт достоверно увеличена как абсолютная масса печени, так и ИП. Такая тенденция отмечалась и другими исследователями [6, 15, 48, 51, 61, 63, 65, 69]. Совершенно очевидно, что усиление метаболической активности этого многофункционального органа, обусловленное интенсификацией процессов биосинтеза и генерации энергии, направленных на детоксикацию загрязнителей, приводит к увеличению его массы [15, 27]. В то же время нельзя исключать возможность повреждения ткани печени в результате накопления в ней чужеродных веществ и их метаболитов, что также может привести к функциональным нарушениям и изменению ее массы [7, 49, 50]. Одновременно в наших исследованиях установлено повышение упитанности рыб из менее загрязненных акваторий, что, очевидно, связано как с лучшими условиями среды обитания, так и с разнообразием и доступностью кормовой базы [41].

Соотношение полов и возрастных групп морского ерша также имеет особенности в изученных бухтах, что в основном обусловлено вышеперечисленными естественными причинами, т.е. возможностью захода рыб более младших и старших возрастных групп из открытой части моря. При этом в менее загрязненных акваториях обнаружены годовалые рыбы, а в изолированных бухтах отсутствовали особи более старших возрастов (6, 7 лет). В связи с этим можно предположить, что вызванное загрязнением среды ухудшение условий обитания крайне негативно влияет на ранние онтогенетические стадии развития рыб, приводят к гибели личинок и икринок и, таким образом, влияет на процесс воспроизводства, численность, соотношение полов и возрастных групп в популяции.

Многочисленными исследованиями показана высокая чувствительность икринок и личинок рыб к действию загрязняющих веществ, присутствующих в среде даже в небольших концентрациях [10, 54, 62, 63, 68, 71, 75]. Нарушение развития под действием токсикантов происходит уже на стадиях формирования яйцеклеток в гонадах рыб. Нами показано, что у самок морского ерша, отловленных в сильно загрязненных акваториях, наблюдаются нарушения оогенеза, выражающиеся в резорбции вителлогенных ооцитов одной или нескольких фаз развития, что приводит к снижению индивидуальной плодовитости. От количества самок с нарушениями оогенеза зависит популяционная плодовитость, снижение которой в совокупности с изменением других популяционных показателей приводит к сокращению численности скорпены в наиболее загрязненных участках прибрежной зоны [16]. Одновременно нарушение репродуктивной функции рыб м стимулирует инверсию пола, появлению бисексуальных особей [64] и наличию в крови самцов вителлогенина–предшественника белков желтка икры [53]. Все эти факты являются прямым следствием деструкции эндокринной системы, негативно влияющей на процесс нормального воспроизводства.

Совершенно очевидно, что загрязнение оказывает существенное воздействие прежде всего на физиолого-биохимические параметры рыб, что в конечном итоге приводит к нарушению метаболизма и ухудшению их здоровья. При этом биохимические параметры в большинстве случаев являются достаточно чувствительными к действию неблагоприятных факторов, и их изменение адекватно отражает ответные реакции организма. Поэтому они могут использоваться в дальнейшем в качестве биомаркеров для оценки состояния рыб и среды их обитания.

Загрязнение исследуемых акваторий токсикантами и накопление их в организме стимулирует свободнорадикальные процессы [5, 51]. Нами было показано усиление процессов ПОЛ в печени рыб из более загрязненных акваторий. В то же время значительных различий в содержании антиоксидантов не обнаружено, тогда как вариации в уровне липидов могут быть связаны с особенностями кормовой базы в различных бухтах [12].

Одновременно отмечено увеличение активности СОД и глутатионредуктазы в крови рыб из северной части Севастопольской и Стрелецкой бухт по сравнению с показателями рыб из менее загрязненных акваторий. Известно, что повышение активности антиоксидантных ферментов наблюдается в органах и тканях рыб и других гидробионтов, обитающих в условиях интенсивного загрязнения среды обитания, а также в экспериментальных условиях при действии различных загрязняющих веществ [30–34, 52]. При этом наибольшую чувствительность к неблагоприятным воздействиям проявляет, прежде всего СОД, индукция активности которой отмечается в первую очередь как в экспериментальных, так и в природных условиях. Каталаза менее информативна, возможно, вследствие того, что активность этого фермента у рыб в целом невелика. Считается, что функцию каталазы в крови рыб частично берет на себя пероксидаза, активность которой в крови рыб по сравнению с наземными животными значительно выше [74]. В связи с этим можно предположить, что пероксидаза и каталаза взаимодополняют друг друга в случае ответных реакций антиоксидантной системы на загрязнение.

У рыб из Балаклавы активность антиоксидантных фрментов крови ниже, чем у рыб из загрязненных бухт, или соответствует этим показателям особей из более чистых акваторий. Это может свидетельствовать об общем ослаблении активности АОС у особей замкнутых акваторий, подвергающихся интенсивному

хроническому загрязнению, что, в свою очередь, наряду с ослаблением иммунной системы, значительно ухудшает здоровье рыб и их способность противостоять негативным факторам [69].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В связи с тем, что экосистема Черного моря в настоящее время находится в состоянии стресса в результате тотального антропогенного воздействия [43, 72], поиск биомаркеров и разработка системы биологического мониторинга является актуальной задачей и требует выделения комплексных критериев для оценки и прогноза состояния водной среды. В этом отношении наши исследования параметров разного биологического уровня в качестве биомаркеров позволяют эффективно оценить состояние гидробионтов и среды их обитания и могут быть включены в систему биомониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Акимова Н.В., Рубан Г.И.* Систематизация нарушений воспроизводства осетровых (*Acipenseridae*) при антропогенном воздействии. Вопр. Ихтиол. 1996. Т.36. № 1. С. 65–80.
2. *Асатиани В.С.* Ферментные методы анализа. М.: Наука, 1969. 611 с.
3. *Бурдин И.С.* Основы биологического мониторинга. М.: МГУ, 1985. 158 с.
4. *Верболович В.П., Подгорный Ю.М., Теплова Л.Л., Куркаев Р.М.* Экстракция липидов для количественной комплексной оценки свободнорадикального окисления.// Лабор. дело.1989. № 12. С. 57–59
5. *Владимиров Ю.А., Арчаков А.И.* Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. М.: Наука, 1972. 252 с.
6. *Герман А.В., Козловская В.И.* Гепатосоматический индекс и биохимический состав печени леща *Abramis brama* Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища при различных уровнях накопления органических токсикантов. // Вопр. ихтиологии. 2001. Т. 41. № 2. С. 249–252.
7. *Головенко Н.Я., Карасева Т.Л.* Сравнительная биохимия чужеродных соединений. Киев: Наук. думка, 1983. 198 с.

8. *Каган В.Е., Орлов А.И., Прилипко Л.Л.* Проблема анализа эндогенных продуктов перекисного окисления липидов. // Итоги развития науки и техники. Сер. биофизика. М.:ВИНИТИ, 1986. 133 с.
9. *Карнаухов В.Н., Федоров Г.Г.* Методы определения содержания каротиноидов и витамина А в тканях животных. Методические рекомендации. Пущино, 1982. С. 15–18.
10. *Корниенко Г.Г., Кожин А.А., Воловик С.П., Макаров Э.В.* Экологические аспекты биологии репродукции. Ростов-на-Дону: "Эверест", 1998. С. 8–17.
11. *Куфтаркова Е.А., Ковргина Н.П., Родионова Н.Ю.* Гидрохимическая характеристика вод Балаклавской бухты и прилегающей к ней прибрежной части Черного моря. // Гидробиол. журнал. 1999. Т. 35. № 3. С. 88–99.
12. *Лавровская Н.Ф.* Современные исследования по биохимии рыб. М.: ВНИРО,1973. 100 с.
13. *Лакин Г.Ф.* Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
14. *Литвин Ф.Ф.* Практикум по физико-химическим методам в биологии. М.: Из-во МГУ, 1981. С. 86–87.
15. *Моисеенко Т.И.* Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С.С. Шварца). Экология. 2000. № 4. С. 463–472.
16. *Овен Л.С.* Нарушение оогенеза у некоторых видов рыб в разгар нерестового сезона. // Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. Киев: Наук. думка, 1993. С. 94–100.
17. *Овен Л.С., Руднева И.И., Шевченко Н.Ф.* Ответные реакции черноморского ерша *Scorpaena porcus* на антропогенное воздействие. Вопр. ихтиологии. 2000. Т. 40. № 1. С. 75–78.
18. *Овен Л.С., Руднева И.И., Шевченко Н.Ф.* Использование биомаркеров для оценки состояния черноморской спикары *Spicara flexuosa (Cenracanthidae)*. // Вопр. ихтиологии. 2000. Т. 40. № 6. С. 810–813.
19. *Овен Л.С., Руднева И.И., Шевченко Н.Ф.* Современное состояние популяции средиземноморской атерины *Atherina hepsetus* в прибрежнйо зоне Черного моря.// Вопр. ихтиологии. 2001. Т. 42. № 3. С. 425–428.
20. *Павлова Е.В., Овсяный Е.И., Гордина А.Д., Романов А.С., Кемп Р.Б.* Современное состояние и тенденции изменения экосистемы Севастопольской бухты. // Акватории и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. Севастополь: Аквавита, 1999. С. 70–95.
21. *Пашков А.Н., Шевченко Н.Ф., Овен Л.С.* Распределение, численность и основные популяционные показатели морского ерша *Scorpaena porcus* в условиях антропогенного загрязнения Черного моря. // Вопр. ихтиологии. 1999. Т. 39, № 5. С. 661–668.
22. *Переслегина И.А.* Активность антиоксидантных ферментов слюны здоровых детей. // Лабор. дело. 1989. № 11. С. 20 –23.
23. *Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В.* Экологические аспекты изучения загрязнения Черного моря хлорорганическими ксенобиотиками. // Экология моря. 1996. Т. 45. С. 92–100.
24. Полихлорбифенилы и терфенилы. Женева: ВОЗ, 1980. № 2. 98 с.
25. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб. М.:Пищевая промышленность, 1966. 376с.
26. *Рапорт С.М.* Медицинская биохимия. М.: Мир. 1980. С. 212–230.
27. *Романенко В.А.* Печень и регуляция межуточного обмена. Киев: Наук. думка.1978.183 с.
28. *Роотс О.П.* Полихлорированные бифенилы и хлорорганические пестициды в экосистеме Балтийского моря. Таллин: 1988. 181 с.
29. *Роскин Г.И., Левинсон Л.Б.* Микроскопическая техника. М.: Советская наука.1957. 467с.
30. *Руднева И.И.* Ответные реакции морских животных на антропогенное загрязнение Черного моря. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2000. 275 с.
31. *Руднева И.И., Жерко Н.В.* Влияние полихлорированных бифенилов на белковый и липидный обмен сыворотки крови черноморской скорпены. // ДАН Украины. 1993. № 11. С. 157–161.
32. *Руднева И.И., Жерко Н.В.* Действие полихлорированных бифенилов на активность антиоксидантных ферментов и

перекисное окисление липидов в мышцах и печени двух видов черноморских рыб. // Биохимия. 1994. Т. 54. № 1. С. 34–45.

33. *Руднева И.И., Жерко Н.В.* Действие полихлорированных бифенилов на антиоксидантную систему и перекисное окисление липидов в гонадах черноморской султанки *Mullus barbatus ponticus*. // Биология моря. 1999. Т. 25. № 3. С.239–242.

34. *Руднева И.И., Жерко Н.В.* Действие полихлорированных бифенилов на антиоксидантную систему и перекисное окисление липидов в гонадах черноморской скорпены *Scorpaena porcus*. // Экология. 2000. № 1. Р. 70–73.

35. *Себах Л.К., Панкратова Т.М.* Оценка загрязненности Черного и Азовского морей в современных антропогенных условиях. Труды ЮгНИРО. 1995. Т. 41. С. 91–93.

36. *Сидоров В.С., Немова Н.Н.. Высоцкая Р.У., Лизенко Е.И., Смирнов Л.П., Богдан В.В.. Крупнова М.Ю.. Гурьянова С.Л., Нефедова З.А.. Тойвонен Л.В.* Некоторые проблемы экологической биохимии рыб. // Биологические основы изучения, освоения и охраны животного и растительного мира, почвенного покрова Восточной Феноскандии: Международная конференция и выездная научная сессия Отделения общей биологии РАН, Петрозаводск–10 сент. 1999: Тез. докладов. Петрозаводск, С. 162.

37. *Смирнов В.С. , Божко А.М.. Рыжков Л.П.. Добринская Л.А.* Применение метода морфофизиологических индикаторов в экологии рыб // Труды СевНИОРХ. 1972. Т.7. 168 с.

38. *Смирнов А.Н.* Материалы по биологии рыб Черного моря в районе Карадага // Труды Карадагской биологической станции. 1959. Вып. 15. С. 31–109.

39. *Стальная И.Д., Гаришвили Т.Г.* Метод определения малонового диальдегида с помощью тиобарбитуровой кислоты // Современные методы в биохимии. М.: Медицина, 1977.С. 62–64.

40. *Тинсли И.* Поведение химических загрязнителей в окружающей среде. М: Мир, 1982. 280 с.

41. *Ткач А.В., Гордина А.Д., Мельникова Е.Б.* О питании личинок рыб сем. *Blennidae* в прибрежной акватории у Севастополя (Черное море) в июле-августе 1998–2000 гг. // Экология моря. 2002. Вып. 59. С. 56–60.

42. *Троицкая О.В.* Электрофорез гемоглобинов на ацетатцеллюлозе // Современные методы в биохимии. М.: Медицина, 1977. С.241–248.

43. *Уильямсон М.* Анализ биологических популяций. М.: Мир, 1975. 271 с.

44. *Фащук Д.Я., Сапожников В.И.* Антропогенная нагрузка на геосистему море-водосбор и ее последствия для рыбного хозяйства. М.: ВНИРО, 1999. 124 с

45. *Федоров В.Д.* К стратегии экологического прогноза // Биологические науки. 1982. № 7. С. 5–20.

46. *Филенко О.Ф.* Задачи и приемы биотестирования токсичности водной среды // Методы биотестирования качества водной среды. М.: Из-во МГУ, 1989. С.3–9.

47. *Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н.* Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных // Труды Института экологии растений и животных. 1968. Вып. 58. 387с.

48. *Юровицкий Ю.Г., Сидоров В.С.* Эколого-биохимический мониторинг и эколого-биохимическое тестирование в районах экологического неблагополучия // Известия РАН. Сер. биологическая. 1993. 1. С. 74– 82.

49. *Adams S.M., Crumby W.D., Greely M.S., Ryon J.M., Scilling E.M.* Relationships between physiological and fish populations responses in a contaminated stream // Environ. Toxicol. Chem. 1992. V. 11. P. 1540–1557.

50. *Adams S.M., Shepard M.S., Greely M.S., Ryon J.M., Shegart M.G., McCarthy J.T., Jimmer B.O., Hinton D.C.* The use of bioindictors for assessingthe effect of pollution stress on fish // Marine Environ. Res. 1996. V. 28. № 1–4. P. 459–464.

51. *Balk L., Larsson A., Forlin L.* Baseline studies of biomarkers in the feral female perch (*Perca fluviatilis*) as tools in biological monitoring of anthropogenic substances // Marine environmental research. 1996. V. 42, № 1–4. P. 203–208.

52. *Beyer J.* Fish biomarkers in marine pollution monitoring // Evaluation and validation in laboratory and field studies . Dr. Scientific thesis. Bergen: Norway. 1996.
53. *Celius T., Walter B.T.* Differential sensitivity of zoogenesis and vitellogenesis in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) to DDT pesticides // J. Exp. Zool. 1998. V. 281, № 4. P. 346–353.
54. *Diamant A., von Westernhagen H.* Biological indicators for the detection of natural and man-made changes in coastal waters–an introduction to MARS project // Helgol.Mar. Res.1999. V. 53. P. 148–153.
55. *Di Giulio R.T., Washburn P.C., Wenning R.J., Winston G.W., Jewell C.T.* Biochemical responses in aquatic animals: a revew of determination of oxidative stress // Environ.Toxicol. Chem. 1989. V.8. P.1103–1123.
56. *Fossi M.C., Marsili L., Junin M., Castello H., Lorenzani J.A., Casini S., Savelli C., Leonzio C.* Use of non-destructive biomarkers and residue analysis to assass the health status of endangered species of Pinnupeds in the South-West Atlantic // Marine Pollution Bullutin. 1997. V.34. № 3. P. 157–162.
57. *Goksoyr A., Husoy A.-M., Larsen H.E., Klungsoyr J., Wilhelmsen S., Brevik E.M., Andersson T., Celander M., Pesonen M., Forlin L.* Evaluation of biochemical responses to environmental contaminants in flatfish from the Hvaler Archipelago in Norway // Marine Environ. Res. 1989. V. 28. P. 51–55.
58. *Henriksen E.O., Gabtielsen G.W., Trudeau S., Wolkers J., Sagerup K., Skaare J.U.* Organochlorines and posssible biochemical effects in *Glaucous* gulls (*Larus hyperboreus*) from Bjornoya, the Barenys Sea // Environ. Contamin. Toxicol. 2000. V. 38. P. 234–243.
59. *Hutchinson T.H., Field M.D.R., Manning M.J., Allchin C.R., Thain J.E.* Evaluation of immune function in marine fish *Scophthaimus maximus (L.)* exposed in sediments contaminated with polychlorinated biphenyls // Counc. Meet. of the Int. Counc. For the exploration of the sea, Reykjavik (Iceland). 1996. P. 20.
60. *Jyothi B., Narayan G.* Pesticide induced alterations of non-protein nittrogenous constituents in the serum of fresh water cat fias, *Clarias batrachus* L.// Indian J. Exp. Biol. 2000. V.38, № 10. P. 1058–1061.

61. *Karels A., Mokkuta E., Oikari A.* Reproductive, biochemical, physiological and population responses in perch (*Perca fluviatis L.*) and roach (*Rutilus ruthus L*) downstream of two elemental chlorine-free pump and paper mills // Environ. Toxicol. and Chem. 2001. V. 20, № 7. P. 1517–1527.
62. *Livingstone D.R., Lemayre P., Matthews A., Peters L.D., Porte C., Fitzpatric P.I., Foerlinc L., Nasci C., Fosseto V.* Assessment of the impact of organic pollutants on goby (*Zosterisessor ophiocephalus*) and mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from Venice lagoon, Italy:Biochemical studies // Mar. Environ. Res. 1995. V. 39. № 1–4. P. 235–240.
63. *Lye C.M., Frid C.L.J., Gill M.E., McCormic D.* Abnomalities in the reproductive health of flounder *Platichthys flesus* exposed to effluent from a sewage treatment work // Mar. Pollution Bull. 1997. V. 34, № 1. P. 34–41.
64. *Minier C., Caltot G., Leboulanger F., Hill E.M.* An investigation of the incidence of intersex fish in Seine-Maritime and Sussex regions // Analysis. 2000. V. 28. № 9. P. 801–805.
65. *Munkitrick K.R., Dixon D.G.* A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics // Hydrobiologia.1989. V. 188/189. P. 123–125.
66. *Nishikimi M., Rao N.A., Yagik K.* The occurrance of superoxide anion in the reaction of reduced phenazine // Biochem. Biophys. Res. Commun. 1972. V. 46. № 2. P. 849–854.
67. *Penttinen O.P., Kukkonen J., Pellinen J.* Preliminary study to compare body residues and sublethal energetic responses in benthic invertebrates exposed to sediment–bound 2,4,5,-trichlorphenol // Environ.Toxicol. Chem. 1996. V. 15. № 2. P. 160–166.
68. *Peters L.D., Livingstone D.R.* Antioxidant enzyme activities in embriologic and early larvae stages of turbot // J. Fish Biol. 1996.V. 49. P. 986–997.
69. *Price M.A., Jurd R.D., Mason C.F.* A field investigation ito the effect of seawage effluent and general water quality on selected immunological indicators in carp (*Cyprinus carpio*) // Fish and shellfish immunology. 1997. V. 7. № 3. P. 193–207.

70. *Rudneva I.I.* Blood antioxidant system of Black Sea elasmobranch and teleosts // Comp. Biochem. Physiol. 1997. V. 118. № 2. P. 225–230.
71. *Rudneva I.I.*. The biochemical effects of toxicants in developing eggs and larvae of Black Sea fish species // Marine Environ. Res.1998. V. 46. № 1–5. P. 499–500.
72. *Rudneva I., Petzold-Bradley E.* Environment and security challenges in the Black Sea region // Environmental conflicts: Implication for Theory and Practice. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2001. P. 189–202.
73. *Schreck C., Contreras-Sanchez W., Fitzpatrick M.S.* Effects of stress on fish reproduction, gamete quality, and progeny // Aquaculture. 2001. V. 197 (1–4). P. 3–24.
74. *Smith A.C.* Catalase in fish red blood cells. Comp. Biochem. Physiol. 1976. V. B. P. 331–332.
75. *Westernhagen H.* von 1988.Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. Fish Physiol. 1998. V. 11 A. P. 253–346.

COMPLEX ASSESSMENT OF WATER QUALITY USING BIOMARKERS OF DIFFERENT BIOLOGICAL LEVELS

Rudneva I.I.[1], Shevchenko N.F.[1], Oven L.S.[1], Zalevskaya I.N.[2], Skuratovskaya E.N.[2]
[1] Institute of the Biology of the Southern Seas
Ukrainian Academy of Sciences,
99011, Sevastopol, Nakhimov av., 2, *svg@bios.iuf.net*
[2] Tavrichesski Natioal University, 96031, Simpheropol, Yaltinskaya st.4

The increase of anthropogenic impact on coastal marine ecosystems has demanded a detailed analysis of their status, especially of their biotic component with selection of corresponding biomonitors (indicators) and biomarkers, characterizing the response of organisms to the effect of unfavorable factors. To serve this objective fish communities at different levels of their biological organization: community (species composition), populational (size-age and sexual composition of scorpion fish *Scorpaena porcus*, used as a biomonitor), organ and tissue (liver indices, hystological analysis of gonads), molecular (parameters of lipid peroxidation, antioxidants contents in the liver and antioxidant enzyme activities in blood) were studied in five Sevastopol bays with different levels of pollution. Differences in the studied parameters caused both by natural factors (isolation of the bays from the open part of the sea) and the impact of pollution are shown. It was found that the bays isolation and related factors to a larger extent affect the fish biodiversity in ichthyocenoses, their size-age and sexual composition while morphological and physiological parameters, violation of gametogenesis, induction of lipid peroxidation and antioxidant enzyme activities are characteristic of individuals inhabited more polluted areas. The possibility of using biomarkers for the complex assessment of aquatic environment is discussed.

УДК 574.64:632.95(47+57)

ХЛОРОРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ ВО ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМАХ РОССИИ: ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ И СОБСТВЕННЫЕ ДАННЫЕ

Павлов Д.Ф. [1], ***Бакин А.Н.*** [2]

[1] Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р–н, *pavlov@ibiw.yaroslavl.ru*

[2] Военный университет химической защиты, Кострома

В работе приводится обзор литературных и собственных данных по уровням хлорорганических пестицидов (ХОП) – ДДТ и его метаболитов, изомеров ГХЦГ – в воде и донных отложениях (ДО) основных водных бассейнов бывшего СССР и России, а также по величинам выноса этих пестицидов реками страны в моря. В 70–80 гг. XX века в воде и ДО многих водных бассейнов бывшего СССР и России (особенно в южных регионах) отмечались высокие уровни ХОП. Значительным был вынос пестицидов в моря. В результате запрета массового применения ХОП произошло достоверное уменьшение степени загрязнения водоемов России и выноса пестицидов реками. Вместе с тем, на некоторых участках р. Волга в последние 2–3 года ХОП выявлены в воде и в ДО на уровнях, допускающих их надежное количественное определение. Это указывает на необходимость продолжения мониторинга этих пестицидов в водоемах страны.

ВВЕДЕНИЕ

Фактически с момента внедрения хлорорганических пестицидов (ХОП) в практику сельского хозяйства пришло осознание того, что эти соединения – не только эффективное средство защиты растений, но и вещества, представляющие значительную угрозу для окружающей среды. ХОП особенно опасны для водных экосистем [33]. Источниками загрязнения водоемов ХОП могут быть утечки из мест хранения, смыв с водосборных площадей водоемов, а также атмосферный перенос и выпадение с осадками. Их действие может вызвать острое отравление водных беспозвоночных, рыб, амфибий, околоводных и водоплавающих птиц. Эти пестициды характеризуются устойчивостью в окружающей среде [32, 34]. Как основные

соединения, так и их метаболиты, аккумулируются в пищевых цепях и обладают способностью к биомагнификации, что может привести к серьезным негативным последствиям для организмов, находящихся на вершине трофических пирамид, включая человека [37, 56]. Показано, что лишь 20–65% ХОП остаются на месте их применения, в то время как остальные мигрируют в другие компоненты окружающей среды [59]. Только около 0.1% использованных пестицидов служат собственно целям защиты от вредителей, а остальные 99.9% оказывают побочное воздействие, загрязняя окружающую среду [63]. К сожалению, во многих регионах бывшего СССР “химизация” сельского хозяйства, включавшая “плановое применение” средств защиты растений, зачастую носила волюнтаристский, научно не обоснованный характер. Экспертные оценки показывают, что в некоторых колхозах и совхозах, которым вменялось в обязанность использование предписанных сверху количеств пестицидов в независимости от реальной необходимости, никогда не применялось по основному назначению до 60% поставленных ХОП, а просто сваливалось, без какой либо защиты, на склады отделений “Сельхозхимии” и даже на поля, лесополосы, овраги. Можно с уверенностью предположить, что с течением времени, ХОП, поступающие в среду из протекающей упаковки, стали источником высоких уровней загрязнения в некоторых регионах с интенсивным сельскохозяйственным производством.

Даже запрет на применение ХОП в отдельных странах не гарантирует отсутствие загрязнения среды этими веществами. Высокая мобильность и способность к атмосферному переносу на значительные расстояния (вплоть до отдаленных регионов Арктики и Антарктики) из стран, где их производство и применение все еще разрешены, делают загрязнение этими веществами глобальной проблемой [49]. В этой связи, а также потому, что как было показано, около 25% пестицидов, примененных на полях, в конечном итоге попадают в моря [15], весьма значим вопрос о реальном вкладе территорий разных стран в загрязнение ХОП Мирового Океана посредством выноса в моря с течением рек пестицидов, смываемых с водосборных площадей. Для России данная проблема до последнего времени оставалась весьма дискуссионной.

Исследования экологических проблем, связанных с применением ХОП, а также их токсичности для разных организмов быстро приобрели актуальность и отличались значительным размахом во всем мире [21, 36, 37, 51, 43, 44, 45, 52, 58, 59, 61, 62]. Подобные работы были интенсивными и в бывшем СССР, где, например, в период 1992–1996 г.г. было разрешено применение в сельском хозяйстве около 400 препаратов для защиты растений. Первые наблюдения над уровнями пестицидов в нашей стране были сделаны в период с 1964 по 1969 г. г. министерствами здравоохранения и сельского хозяйства, Госкомитетом СССР по гидрометеорологии и некоторыми другими ведомствами и научными организациями. В 1977 г. сформирована общегосударственная служба наблюдения и контроля (ОГСНК до 1991 г. и ГСН – государственная служба наблюдения, после 1991 г.). Службе был вменен в обязанности мониторинг уровней пестицидов в поверхностных водах страны. Служба ОГСНК/ГСН вела наблюдения на обширной сети станций, являвшейся одной из самых разветвленных в мире. Однако после 1990 г. по экономическим причинам активность работы по мониторингу резко снизилась. К сожалению, в силу ряда обстоятельств [66, 69], качество информации об уровнях ХОП в поверхностных водах СССР зачастую было сомнительным. В соответствии с принятой политикой ГК по гидрометеорологии страны лаборатории ОГСНК/ГСН проводили мониторинг содержания ХОП и других загрязняющих веществ практически только в воде. Определение этих показателей в других важных компонентах водных экосистем – донных отложениях и биоте – не входило в обязанности сети и проводилось в ходе специальных НИР головными организациями ГК по гидрометеорологии, а также некоторыми другими контролирующими органами и научно-исследовательскими организациями. Неадекватность такого подхода к оценке состояния загрязнения водоемов очевидна, если принять во внимание высокую липофильность ХОП и высокие значения их коэффициентов накопления, например, при переходе из воды в донные отложения или рыбу. Так, исследования, проведенные в Днепровских водохранилищах показали, что если суммарное содержание ХОП в воде выражалось в основном в

нано- и микрограммах, то в донных отложениях – в микрограммах, а в рыбе – в миллиграммах [10].

Во второй половине XX века производство и применение многих ХОП в сельском хозяйстве большинства стран мира, включая бывший СССР, постепенно нарастало и достигло пика примерно в 70-е годы. После этого многие ХОП также активно применялись в сельском хозяйстве, а также для борьбы с насекомыми и клещами – переносчиками опасных заболеваний. Так, в СССР в 1980 г. применение одних только α- и λ-гексахлорана (ГХЦГ) составило 11718 и 2511 т соответственно. Только в Китае и в Индии интенсивность применения этих препаратов в этом году была выше, чем в СССР. Однако в 90-х годах использование ГХЦГ в СССР увеличилось до 17528 и 3756 т соответственно, что превзошло аналогичные показатели лидировавшего до этих пор Китая [42, 47]. Сельскохозяйственные предприятия, расположенные в бассейне Азовского моря, использовали 140 видов пестицидов. Ежегодные объемы применения этих веществ составляли от 16000 т в 1989 г. до 28000 т в 1987 г. В Краснодарском крае применялось более 100 видов пестицидов в объемах, доходивших до 40000 т [1, 2].

После всеобщего осознания негативных экологических последствий применения ХОП и в связи с изменением политико-экономической ситуации в мире производство и применение этих пестицидов в большинстве развитых стран мира в 70-х годах XX века было запрещено. Так, в СССР официально применение в сельском хозяйстве ДДТ было запрещено в 1973 г. Однако ДДТ-содержащие препараты в нашей стране применялись и после официального запрета если не в сельском, то в лесном хозяйстве, в производстве текстиля, целлюлозно-бумажной промышленности, в санитарно-эпидемиологических и ветеринарных целях. Более того, несмотря на общий официальный запрет использования ДДТ, специальным декретом было разрешено применение оставшихся количеств препарата (которые, как указано выше, могли быть весьма значительными) в “особых случаях” (при массовом появлении вредителей сельского хозяйства, для борьбы с кровососущими насекомыми и клещами – переносчиками опасных заболеваний человека). Даже в сравнительно отдаленных районах

6 Заказ 3770

Севера России такое “ограниченное”, но достаточно масштабное (от 0.25 до 338 т активного вещества) применение имело место в период с 1976 по 1979 г. г. [64]. По данным бывшей “Сельхозхимии” только в нижнем течение Оби (регионе не являющемся зоной интенсивного растениеводства) в 1986 г. использовано 558.2 тонн ГХЦГ [55]. В 1991–1992 г. г. введен в практику “Список химических и биологических средств контроля...” [17]. В соответствии с приложением и комментариями к этому списку после 1990 г. в бывшем СССР разрешено применение “оставшихся неиспользованными количеств” препаратов пестицидов, содержащих 2, 4, 12 или 16% γ-ГХЦГ как активного компонента, а также 25-% смесей ГХЦГ с фосфоритной мукой, которые к этому времени еще хранились в сельскохозяйственных предприятиях. Кроме того, было разрешено применение 90% γ-ГХЦГ, но только для обработки семян зерновых перед их посевом. Следует учитывать, что отдельные препараты ХОП, в том числе содержащие ДДТ и ГХЦГ, до сих пор производятся и применяются в некоторых развивающихся странах и, следовательно, могут оставаться загрязняющими веществами в глобальном масштабе. Таким образом, можно констатировать, что проблема загрязнения ХОП водных экосистем остается актуальной и значимой и в настоящее время. В приложении к бывшему СССР и России эта проблема все еще остается слабоизученной, а мнения о прошлом, настоящем и будущем загрязнения ХОП весьма разноречивы – от панических, до оптимистических. По нашему мнению это связано, прежде всего, с недостатком опубликованных в открытой печати данных.

Цель данной работы – обзор и ретроспективный анализ имеющейся в литературе информации по загрязнению ХОП поверхностных вод России (и частично, бывшего СССР), а также последних, неопубликованных данных по уровням ХОП в бассейне р. Волги. При подготовке обзора мы использовали в первую очередь работы, опубликованные в рецензируемых журналах или иных изданиях (например, материалах международных организаций) с высоким международным рейтингом. Приоритет отдавался наиболее “свежим” публикациям.

Распределение ХОП в воде основных речных бассейнов РФ и их вынос с речным стоком. Имеющаяся информация по уровням ХОП в поверхностных водах бывшего СССР за период с конца 1960 г. по 80-е гг. свидетельствует, что некоторые территории страны были сильно загрязнены этими пестицидами. Например, анализ 40.2 тысяч проб воды, отобранных в 1960–1970 гг. из водоемов и подземных источников Украины, Молдавии, Тамбовской области и Мордовии, а также Туркмении, Таджикистана и ряда областей Узбекистана показал, что ХОП обнаружены в 8.6 % проб воды из открытых водоемов и подземных источников, причем в водоемах пестициды выявлялись чаще и в больших количествах, чем в подземных водах [3]. В связи со спецификой сельского хозяйства (интенсивное применение пестицидов на орошаемых землях) и физико-химических свойств почв, ХОП в республиках Средней Азии обнаруживались в воде чаще и в больших количествах, чем в Европейской части бывшего СССР [3]. В 1969–1970 гг. на Украине (в р. Днепр и в водоемах Западного Полесья) ХОП найдены в 67 из 882 проанализированных проб, а их концентрации в воде достигали 50 мкг/л [8]. Исследования, проведенные на юге Украины в 1979–1988 гг., выявили наличие пестицидов во всех обследованных водоемах [14]. Концентрации ДДТ варьировали между 0.1 и 1.5 мкг/л, а λ-ГХЦГ между 0.01 и 0.7 мкг/л. В Латвии в 1968–1969 гг. ДДТ в концентрациях до 450 мкг/л обнаружен в 25, а λ-ГХЦГ в 23 % исследованных проб воды [12]. В Белоруссии в период 1976–1979 гг. ХОП были зарегистрированы в 83 % из 960 проб воды, собранных во всех основных водоемах республики [9]. Кроме того, ХОП содержались в воде очень многих водоемов России, особенно на юге, а также в южных республиках бывшего СССР с развитым сельскохозяйственным производством [11, 13, 18, 64]. Сравнение данных по нашей стране с данными по другим странам показывает, что в некоторых регионах СССР отмечалось сильное загрязнение [46, 56, 64].

Согласно сведениям ОГСНК/ГСН максимальные концентрации ХОП в бывшем СССР выявлены между 1979 и 1988 гг. в воде р. Сыр-Дарья (Узбекистан) и составили 3575 (сумма изомеров ГХЦГ), 13386 (ДДТ), 1096 (ДДЭ) и 4153 (ДДД) нг/л [20].

Однако здесь необходимо упомянуть, что надежность данных, полученных ОСГНК/ГСН, подвергается сомнениям. В основном это связано с тем, что во многих региональных лабораториях, фактически не соблюдались адекватные нормы обеспечения качества химико-аналитических работ. При этом нарушались нормы транспортировки, хранения проб воды до их анализа и условия их подготовки (на этих этапах зачастую происходило загрязнение проб и, соответственное завышение полученных величин) экстрагирования и очистки экстрактов (нередко не устранялись мешающие определению или влияющие на его результаты соединения), требования к чистоте реактивов (загрязнение проб). Отрицательную роль играли излишняя закрытость и недоступность данных для объективной оценки и конструктивной критики. Более подробно проблема качества данных ОСГНК/ГСН освещена в ряде работ [28, 66, 69].

Анализ уровней ХОП в воде основных речных бассейнов РФ за период с 1988 по 1994 гг. приведен в работе А. В. Жулидова с соавторами [64], в которой результаты ОГСНК/ГСН ("официальные" данные) сравнивались с данными, полученными специалистами, из других организаций ("независимая" информация). По обобщенной для всех речных бассейнов информации ОГСНК/ГСН (точнее информации по гидрографическим районам, классификация которых принята в Росгидромете[7]), в РФ λ- и α-ГХЦГ были наиболее широко распространенными ХОП. За этими соединениями в порядке убывания частоты обнаружения в пробах воды, располагались гептахлор, гексахлорбензол, ДДТ, β-ГХЦГ, ДДЭ и ДДД. Потенциальная экологическая опасность изомеров ГХЦГ подтверждается и частотой превышения рыбохозяйственных ПДК (доля проб, в которых выявлены превышающие ПДК концентрации ХОП). Для изомеров ГХЦГ этот показатель были выше, чем для других ХОП. Частота превышения ПДК λ-ГХЦГ достигала 19.2, а для α-ГХЦГ – 17.3%. Более низкие частоты превышения ПДК отмечены для ДДТ (4.3), β-ГХЦГ (2.8) и ДДЭ (1.3%). Концентрации других ХОП в воде за исследованный период не превышали ПДК. По данным "независимых" специалистов картина такова: наибольшие частоты превышения

ПДК отмечены также для λ-ГХЦГ (2.4 %). Для ДДТ величина составила 2, а для α-ГХЦГ 1%. Ничтожно малые частоты превышения ПДК отмечены и для других пестицидов. Иными словами, по "официальным" данным частоты превышения величин ПДК были выше, но сравнение обеих групп данных подтверждает, что λ- и α- изомеры ГХЦГ и ДДТ были наиболее распространенными ХОП в воде основных бассейнов РФ [64].

Аналогичная ситуация наблюдалась и в ряде других стран, в большинстве из которых изомеры ГХЦГ также были в числе наиболее часто встречающихся в воде [28]. ГХЦГ был и остается одним из приоритетных загрязняющих веществ и в отдаленных районах Северного полушария [22, 23, 24, 25]. Очевидно, это свидетельствует о наиболее интенсивном применении данных соединений, и их высокой мобильности.

В Европейских странах и в Северной Америке сходные величины частот обнаружения ХОП регистрировались раньше. Например, в США в период с 1967 по 1968 гг., средние частоты обнаружения разных ХОП составляли 37.5%, причем ДДТ и его метаболиты были самыми распространенными пестицидами данной группы [48]. Позже, после жесткого запрета на применение многих ХОП, произошло снижение степени загрязнения внутренних вод США этими соединениями, и частоты обнаружения ХОП в пробах воды упали до 0.1 (ДДТ и его метаболиты) – 1.1% (λ-ГХЦГ) [39, 46]. В Канаде в 1975–1977 гг. ХОП обнаруживались в 1.6–19.3% проб воды, отобранных в реках провинции Онтарио [31]. В ряде Европейских стран величины частот обнаружения ХОП в пробах воды, аналогичные выявленным в РФ в 1984–1998 гг., отмечены в период 1968–1975 гг. Так, в некоторых районах бывшей Чехословакии (в Словакии) ХОП обнаруживались во всех пробах воды, отобранных во всех районах республики, а позже как частоты встречаемости, так и уровни ХОП значительно снизились [26, 27]. В Польше и Франции в данный период ХОП также обнаруживались в большинстве (до 100%) проб воды основных речных бассейнов [30, 53]. Таким образом, в 1984–1998 гг. водоемы России были загрязнены ХОП в той степени, в которой были загрязнены многие развитые страны примерно 10–20 годами ранее (в 70-х начале 80-х гг.)

Что касается уровней ХОП, обнаруженных в воде водоемов РФ в 1984–1998 гг. и приведенных в указанной выше работе А. В. Жулидова с соавторами, то по данным ОГСНК/ГСН они достигали 10.2 для λ-ГХЦГ и 6.0 мкг/л для α-ГХЦГ. Однако, "независимые" специалисты приводят намного меньшие концентрации: до 0.94 (λ-ГХЦГ) и 1.1 мкг/л (α-ГХЦГ) [64]. Оба источника информации сходятся в том, что уровни других ХОП были намного ниже. Для сравнения приводим данные по другим странам. Так, в США в 1967–1968 гг. концентрации многих ХОП в воде варьировали в пределах 0.01–1.0 мкг/л [48]. В бывших ГДР и Чехословакии, а также в Польше средние концентрации ХОП в речной воде составляли 1–10, достигая в некоторых случаях сотен мкг/л [26, 45]. Затем, в течение следующего десятилетия уровни ХОП снизились в реках всего мира, что наиболее детально показано на примере США и Канады [32, 59]. В эти годы в США уровни ХОП в различных озерах и реках снизились в большинстве случаев до 0.001–0.01 мкг/л [39, 40, 46]. Сходные уровни ХОП выявлены в Канаде в 1975–1977 гг. [31]. В целом, в результате падения или прекращения производства и применения ХОП в большинстве стран [35, 43], включая Россию, степень загрязнения водоемов ХОП снизилась.

Все приведенные данные получены путем усреднения информации, собранной на огромных территориях и в большом числе водоемов. В отдельных бассейнах рек как РФ, так и других стран, могли происходить локальные, более или менее длительные повышения уровней ХОП, или, напротив, степень загрязнения ими водоемов была ниже приведенных средних величин. В этой связи для иллюстрации региональных (локальных) особенностей загрязнения водоемов ХОП, а также для выяснения современного состояния проблемы в бассейне "главной" реки Европейской части РФ – Волги, нами проведено определение уровней некоторых, ранее широко распространенных ХОП в воде. При анализе использован общепринятый аналитических метод, основанный на газо-хроматографическом (электронно-захватный детектор) определении ХОП в экстрагированных гексаном пробах воды [19, 65]. Предел количественного обнаружения по данному методу составляет для исследованных ХОП 0.005 мкг/л. Пробы воды

отбирали в течение 2000–2001 гг., летом (июль–август) и осенью (сентябрь–октябрь) по общепринятым методикам с поверхностного, среднего и придонного горизонтов у правого, левого берегов и середине.

Таблица 1. Концентрации ХОП в воде отдельных участков р. Волги (2000–2001 гг.)

Станции отбора проб	Концентрации ХОП, мкг/л				
	Гептахлор	ДДТ	ДДЭ	ДДД	УГХЦГ
Ниже г. Ярославля	<0.005	0.03±0.001	0.05±0.003	0.04±0.001	<0.005
У п. Красный Профинтерн	<0.005	0.04±0.002	0.03±0.001	0.02±0.003	<0.005
Выше г. Костромы	<0.005	0.04±0.002*	0.02±0.003*	0.01±0.002*	<0.005
Ниже г. Костромы	<0.005	0.05±0.001	0.04±0.002	0.03±0.001	<0.005
Выше г. Волгореченска	<0.005	0.03±0.003	0.04±0.003	0.02±0.002	<0.005
Ниже г. Волгореченска	<0.005	0.06±0.002	0.05±0.002	0.03±0.001	<0.005
Костромское расширение	<0.005	0.02±0.001	0.01±0.002	0.01±0.001	<0.005
ПДК рыбохозяйственные	<0.005	0	0	0	0

Примечания: N=12 для каждой станции; приведены средние значения ± ошибка средней;
* – достоверно не отличаются от концентраций в Костромском расширении (регион сравнения – "контроль") при p=0.05 (оценка статистической достоверности отличий средних по критерию Стьюдента).

Проведенные нами исследования показали, что концентрации гептахлора и суммы изомеров ГХЦГ на всех исследованных станциях р. Волги были ниже пределов количественного определения (табл. 1). Вместе с тем, концентрации ДДТ и его метаболитов в воде всех станций оказались заметно выше пределов обнаружения и выше их рыбохозяйственных ПДК (для ДДТ и ГХЦГ – 0, "отсутствие"). Впрочем, принятые в нашей стране величины ПДК для этих ХОП не представляются нам реалистичными; ПДК для гептахлора составляет 5 мкг/л. Обращает на себя внимание тот факт, что на всех станциях, кроме станции, расположенной выше г. Костромы, концентрации ДДТ и его метаболитов были достоверно выше, чем их концентрации, выявленные в воде Костромского расширения. Последняя станция в силу характера водосборной площади, гидрологии, относительной удаленности от потенциальных источников загрязнения и по ряду других причин, условно принята нами в качестве станции сравнения ("контроля"). Характерно также, что практически на всех станциях, расположенных ниже городов, концентрации ДДТ и его метаболитов были достоверно больше, чем на станциях, расположенных выше этих городов. Точные сведения об источниках такого загрязнения давно запрещенным к применению пестицидом нам неизвестны. Можно только предположить наличие постоянных, относительно недавних (на что указывают малые величины соотношений концентраций ДДТ к концентрациям его метаболитов) источников поступления ДДТ, возможно – со старых складов, на которых, как показывает личный опыт авторов, еще могут сохраняться значительные остатки этого препарата. Согласно официальным данным на период 1998–1999 гг. только в одной Ярославской области скопилось 305 т ядохимикатов, подлежащих утилизации, из которых 205 т составляют запрещенные к применению ХОП [4]. В этой публикации указано, что, несмотря на принятые постановления об утилизации, перезатаривании и ликвидации неэксплуатируемых складов, работа не была выполнена из-за отсутствия финансовых средств. Присутствие этих соединений в воде в концентрациях, позволяющих провести их надежное количественное определение почти через 30 лет после официального запрета, говорит о необходимости продолжения мониторинга уровней ДДТ в р. Волге.

Важным вопросом является оценка величин выноса пестицидов с территории разных страны в международные моря. Без его учета, как и без учета вклада атмосферного переноса ХОП, невозможно изучение закономерностей глобального цикла этих загрязняющих веществ в биосфере. Однако в силу ряда причин, в том числе из-за недоверия к официальным данным и закрытости соответствующей информации, существуют разноречивые оценки величин выноса ХОП реками бывшего СССР и РФ. Для территорий, соответствующих 1/6–1/7 части всей суши, на которых активно применялись ХОП, и граничащих со странами, где эти соединения все еще производятся и применяются в больших масштабах, данная проблема приобретает особое значение.

До последнего времени сделано лишь несколько попыток оценить реальный вклад территории страны в загрязнения морей, путем оценки величин выноса ХОП реками [5, 6, 7, 29, 41]. Однако реалистичность сделанных в этих работах выводов вызывает сомнения. Так, во всех указанных работах для расчета величин выноса использована информация ОГСНК/ГСН, качество которой, как уже было указано выше, сомнительно. Ни в одной из работ не приводятся сведения о количествах примененных в речных бассейнах пестицидов. Наконец, методы использованные, например, в работе Б. Бодо [29] неизбежно дают лишь приблизительные результаты, поскольку автор использовал средние концентрации ХОП для огромных территорий (сотни тысяч квадратных километров), формально лежащих в пределах речных бассейнов, и получал величины выноса простым перемножением этих концентраций на объем стока данной реки. При этом совершенно не учитывались физико-географические особенности бассейна, специфика экосистем (например, типы почв и растительности), характер и интенсивность использования земель, лежащих на водосборной площади. Также не учитывались и такие важные особенности режима рек, как твердый и растворенный сток, присутствие или отсутствие плотин и водохранилищ, трофический статус водоемов. Очевидно, что более корректен метод подсчета, основанный на использовании среднегодовых концентраций ХОП, измеренных в точках наиболее приближенных к устью реки, "автоматически" учитывающих все вышеуказанные особенности водосборной площади, суммарное применение пестицидов, специфику гидрологии и базовой гидрохимии рек. Умножение этих концентраций на величину годового стока данной реки дает более реалистичную оценку выноса ХОП рекой.

С использованием такого подхода проведена оценка выноса ХОП крупнейшими реками РФ за период 1988–1996 гг. [65]. В работе использована информация, полученная как лабораториями

ОГСНК/ГСН, так и "независимыми" специалистами. Показано, что по суммарному количеству получаемых ХОП морские бассейны, омывающие Россию, ранжировались следующим образом: Восточно-Арктический > Западно-Арктический > Тихоокеанский > Балтийский > Каспийский > Азово-Черноморский (данные ОГСНК/ГСН) или Восточно-Арктический > Тихоокеанский > Каспийский > Западно-Арктический > Балтийский > Азово-Черноморский (по данным "независимых" экспертов). Наибольшие суммарные количества изомеров ГХЦГ выносились (по официальным данным) в эстуарии Карского, Охотского и Белого/Баренцева морей. Вынос этих соединений в Восточно-Сибирское и Берингово моря был нулевым. Сток ДДТ и его метаболитов был наибольшим в эстуарии Карского, Каспийского, Охотского и Балтийского морей. В целом, в выносе превалировали изомеры ГХЦГ. Максимальный вынос этих соединений за год (по данным ОГСНК/ГСН) зарегистрирован в р. Обь (в 1991 г. 47 т γ-ГХЦГ, 38.6 т α-ГХЦГ) и в р. Енисей (9.6 и 23.5 т, соответственно). По данным "независимых" специалистов, реки Обь и Енисей также выносили наибольшие количества изомеров ГХЦГ. Однако абсолютные величины выноса были меньше. Так, в 1991 в р. Обь вынос составил 4.0 и 5.1 т α- и γ-ГХЦГ, соответственно. Для этой же реки в 1988 и 1991 гг. вынос составил 2.6 и 5.2 т для тех же ХОП, соответственно. Для ДДТ максимальные величины выноса по данным ОГСНК/ГСН отмечены в реках Волга (13.3 т в 1989 г.), Нева (2.6 т в 1992 г.), Енисей (2.0 т в 1994 г.) и Обь (1.9 т в 1990 г.). В то же время по данным "независимых" специалистов максимальные величины выноса ДДТ и ДДЭ зарегистрированы в 1988 и 1990 гг. в р. Енисей (4.3 и 2.1 т, соответственно) и в 1991 и 1989 гг. в р. Обь (3.5 и 2.9 т, соответственно). Наибольший суммарный вынос ХОП за период наблюдений по данным ОГСНК/ГСН отмечен в р. Обь (сумма изомеров ГХЦГ 256 т, сумма ДДТ и его метаболитов – 72.8 т) [65].

Анализ интенсивности применения изомеров ГХЦГ в бассейнах основных рек России показал, что по величине удельной нагрузки (количество примененных ХОП, деленное на площадь водосборной площади), в РФ "лидировали" бассейны рек Терек (2.01 т/км^2) и Волга (1.07 т/км^2) [64]. В бассейнах остальных рек удельные величины применения ХОП были на один–два порядка ниже. По абсолютным величинам применения ГХЦГ выделялся бассейн р. Обь, где, по оценке, сделанной на замыкающем створе, в 1986 г., было применено 558.2 т ГХЦГ (сумма изомеров) [55]. К сожалению, данные по ДДТ имеются только за период 1976–1979 гг. Согласно этим данным, ДДТ (по действующему веществу) наиболее активно использовался в бассейнах рек Волга (338 т в 1976 г.) и Дон (326 т в 1977 г.) [65]. Величины его удельного применения в бассейнах рек России не рассчитаны.

Поскольку ХОП наиболее часто применялись в регионах с интенсивным сельскохозяйственным производством, т. е. на юге бывшего СССР и РФ, особый интерес представляют данные о выносе ХОП реками юга страны и, в первую очередь, реками, впадающими в бассейны международных Азовского и Черного морей. По данным ОГСНК/ГСН по величинам выноса ХОП реки бассейна в 1988–1996 гг. ранжировались следующим образом: Дон>Днестр>Дунай>Кубань>Днепр (α-ГХЦГ), Дунай>Дон>Днестр>Днепр>Кубань (γ-ГХЦГ) и Днестр>Дунай >Дон>Днепр>Кубань (сумма ДДТ и ДДЭ). По данным "независимых" специалистов ранжирование дало следующие результаты: Дунай>Дон>Днепр>Днестр>Кубань (α-ГХЦГ), Дунай>Дон>Днестр>Днепр>Кубань (γ-ГХЦГ), Дунай>Днепр>Днестр>Дон>Кубань (ДДТ) [68]. Суммарный вынос изомеров ГХЦГ по тем же данным в Азовское море за период 1988–1996 гг. составил 1.288 т, ДДТ и метаболитов – 1.7 т, в Черное море, вынесено 3.820 и 5.116 т, соответственно [68].

Приведенная информация свидетельствует, что вклад территорий бывшего СССР и РФ в загрязнение ХОП омывающих их морей весьма значителен. Это особенно справедливо для рек, впадающих в бассейн Карского моря. Однако "официальные" данные (ОГСНК/ГСН) дают намного более высокие величины выноса, чем данные "независимых" специалистов. Это связано как с особенностями (корректностью) применяемых методов анализа, так и с различием мест отбора проб (которые не всегда совпадали).

ХОП в донных отложениях. Определение уровней ХОП в ДО позволяет более надежно и обоснованно судить о долговременном загрязнении водоемов этими веществами. Однако лаборатории ОГСНК/ГСН не проводили систематических наблюдений за уровнями загрязняющих веществ в ДО. Это, а также хорошо известная прежде закрытость информации о загрязнении среды в бывшем СССР, привели к тому, что опубликованные данные по уровням ХОП в ДО водоемов страны, крайне отрывочны и недостаточны. В работе В. С. Петросяна с соавторами [56], в которой дана информация о содержании ХОП в ДО ряда водоемов бывшего СССР за период 1983–1989 гг., показано, что наибольшие уровни λ-ГХЦГ зарегистрированы в дельте Волги – 75–118 мкг/кг, а ДДТ в р. Ачипсе (впадающей в Черное море) – 3.2–16 мкг/г. Наименьшие концентрации – 1.7 мкг/кг для λ-ГХЦГ и 0.5 мкг/кг для ДДТ выявлены в р. Боровой (скорее всего это – озеро Боровое на территории современного Казахстана). В реках Российской Арктики уровни тех же ХОП близки к последним величинам. В ДО всех остальных исследованных рек страны концентрации ДДТ были ниже 4 мкг/кг [55]. К сожалению, в этой работе не указано, даны ли эти цифры для сухой или влажной массы ДО, что затрудняет их сравнение с результатами других исследований. Наиболее высокие для всего бывшего СССР величины содержания ХОП в ДО отмечены в р. Аму-Дарья (Узбекистан). В речной части устья этой реки в 1989 г. концентрации α- и λ-ГХЦГ и ДДД доходили до 44270, 18240 и 450 мкг/кг сухой массы, соответственно, а в приустьевой части акватории Аральского моря – до 91130, 29610 и 4620 мкг/кг, соответственно [16]. Эти концентрации представляются нам чрезвычайно высокими. Однако в работе не приводятся детали примененных аналитических методов и поэтому невозможно оценить их реалистичность. Достаточно высокие уровни содержания ХОП выявлены в ДО р. Днепр (Украина), где в 1994 г. содержание суммы ДДТ и его метаболитов составляло от 11.5 до 25.3 мкг/кг сухой массы, а сумма изомеров ГХЦГ варьировала в пределах 2.1–3.6 мкг/кг [49].

В бывшем СССР и в современной России, отсутствуют нормативы по содержанию загрязняющих веществ в ДО. Такие нормативы разработаны в ряде других стран. Например, в Канаде допустимые уровни содержания в ДО составляют для суммы ДДТ и его метаболитов 1.19 мкг/сухой массы, а суммы изомеров ГХЦГ

– 0.94 мкг/кг сухой массы. Исследования, проведенные в 8 удаленных озерах этой страны в период до 1995 г. выявили следующие величины содержания ХОП в ДО: α-ГХЦГ – 0.02–2.07, λ-ГХЦГ – 0.01–0.62, ДДЭ – 0.04–5.07, ДДД – <0.01–4.79 и ДДТ – <0.01–1.97 мкг/кг (все – на сухую массу) [53]. Эти величины близки к величинам содержания ХОП в ДО ряда рек Российского Севера, выявленным в период 1988–1994 гг. [67].

Таблица 2. Содержание ХОП в ДО русловой и прибрежных зон на станциях ниже Костромы, мкг/кг сырой массы

Место отбора проб	N	ДДТ	ГХЦГ
Русло	9	0.41±0.006	0.023±0.0001
Левый берег	9	1.82±0.01	0.089±0.0002
Правый берег	9	1.45±0.004	0.048±0.0004
Средняя по створу	9	1.23 ± 0.02	0.053±0.01

Примечание: приведены средние ± ошибка средней.

В течение 2000–2003 гг. нами проведено определение уровней ХОП в ДО некоторых участков р. Волги. ДО отбирали одновременно с пробами воды в течение 2000–2002 гг. летом (июль–август) и осенью (сентябрь–октябрь) на глубинах от 0.5 до 3.8 м из поверхностного слоя осадков до 5 см. ДО состояли из мелкозернистого песка и илов. Точного анализа гранулометрического состава не проводили. Однако пробы, отобранные на русле, визуально отличались по размеру частиц от проб, отобранных у берегов – содержание песка в них было больше, в то время как "прибрежные" ДО представляли собой илы. Пробы ДО экстрагировали гексаном и анализировали на газовом хроматографе с электронно-захватным детектором [67]. Поскольку ДО в русловой и прибрежной частях створов отличались друг от друга визуально по гранулометрическому составу, а также из-за явных различий гидрологических условий в этих точках, нами проведен предварительный анализ уровней ХОП на разных точках в пределах одного створа (табл. 2). Как видно, содержание ХОП в ДО прибрежных станций достоверно больше, чем русловых. Наибольшие величины накопления ДДТ и его метаболитов и изомеров ГХЦГ отмечены в ДО, отобранных у левого берега. Таким образом, была подтверждена необходимость отбора проб ДО для анализа ХОП по всем точкам створов исследуемых станций.

Данные о концентрациях ХОП в интегральных пробах ДО исследованных нами станций на р. Волге приведены в табл. 3.

Таблица 3. Содержание ХОП в ДО некоторых участков р. Волги

Станции отбора проб	Содержание ХОП, мкг/кг сырой массы				
	Гептахлор	ДДТ	ДДЭ	ДДД	ГХЦГ
Ниже г. Ярославля	0.067±0.04	0.83±0.10	0.51±0.06	0.59±0.05	0.087±0.08
У п. Красный Профинтерн	0.028±0.02*	0.70±0.08	0.27±0.06*	0.31±0.03*	0.033±0.06*
Выше г. Костромы	0.026±0.02*	0.61±0.09	0.22±0.03*	0.17±0.01*	0.050±0.03
Ниже г. Костромы	0.051±0.04	0.76±0.10	0.46±0.02	0.52±0.03	0.071±0.02
Выше г. Волгореченска	0.039±0.03*	0.58±0.07*	0.41±0.01	0.31±0.01	0.046±0.02
Ниже г. Волгореченска	0.091±0.05	0.96±0.08	0.73±0.04	0.61±0.04	0.090±0.07
Костромское расширение	0.024± 0.08	0.45±0.09	0.18± 0.04	0.17± 0.05	0.020± 0.03

Примечания. N=18 для каждой станции; приведены средние ± ошибка средней;

* – достоверно не отличаются от концентраций в Костромском расширении (регион сравнения – "контроль"), при $p=0.05$ (оценка статистической достоверности отличий средних по критерию Стьюдента).

Концентрации всех исследованных пестицидов в ДО р. Волги были выше пределов обнаружения. Наименьшие концентрации пестицидов отмечены в пробах ДО, отобранных в Костромском расширении. В подавляющем большинстве случаев содержание ХОП в ДО станций, расположенных выше городов было достоверно меньше, чем станций расположенных ниже по течению.

Данные по содержанию ХОП в ДО водоемов разных стран достаточно обширны [22, 23, 24, 25, 28, 29]. Уровни ХОП в ДО зависят от многих факторов, в том числе от гранулометрического состава отложений. Поэтому сравнение этих данных с оригинальными данными затруднительно. Приведем лишь

сравнение с работами, использующими сходные методы исследования на реках удаленных регионов севера России [67]. В ДО устьевых участков рек (Печора, Мезень, Северная Двина, Обь, Енисей, Пясина, Лена, Колыма) за период с 1988 по 1994 гг., содержание α- и γ-ГХЦГ варьировало в пределах от <0.4 до 0.9 (α-ГХЦГ, р. Печора, 1988–1989 гг.) и до 1.3 мкг/кг сырой массы (γ-ГХЦГ, р. Мезень, 1988 г.). ДДТ не выявлен ни в одной пробе, а содержание его метаболитов колебалось от <1 до 1.9 (ДДД, р. Печора 1988 г.) до 1.4 мкг/кг сырой массы (ДДЭ, р. Печора, 1988 г.). Содержание всех исследованных ХОП в ДО указанных рек падало в течение периода наблюдения до уровней ниже пределов их количественного обнаружения, т. е. уже в 1994 г. ХОП практически не выявлялись. В целом, реки Печора (особенно) и Мезень являются сильно загрязненными рядом веществ, включая ХОП. Отсутствие ДДТ в ДО этих рек при наличии идентифицируемых количеств ДДД и ДДЭ в течение 1988–1990 гг. указывает на относительно "старое" загрязнение водоемов ДДТ.

Сравнение этих данных с нашими данными по уровням ХОП в ДО некоторых участков р. Волги показывает, что в 2000–2003 гг. уровни ХОП находились в пределах, выявленных в ДО северных рек России в период с 1988 по 1990 гг. [67]. В северных реках уровни ХОП постепенно снижались и к 1994 г. упали до величин ниже пределов обнаружения. В 2000–2003 гг. в ДО исследованных участков Волги ХОП содержались в концентрациях, допускающих их надежное количественное определение (особенно справедливо для ДДТ и его метаболитов). Это подтверждает вывод о наличии источников хронического их поступления в водоемы, территориально привязанные к городам Ярославль, Кострома и Волгореченск, расположенные на берегах исследованных участков реки. Причем, за период нашего исследования выявленные концентрации ХОП практически не изменились. Все это требует проведения регулярного мониторинга ХОП в компонентах водных экосистем р. Волги.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В 70–80 гг. XX века в воде и ДО многих водных бассейнов бывшего СССР и России (особенно в южных регионах) отмечались высокие уровни ХОП. Значительным был вынос пестицидов реками страны в моря. В результате запрета массового применения ХОП произошло достоверное уменьшение степени загрязнения водоемов России и выноса пестицидов в моря. Вместе с тем, на некоторых участках р. Волга в последние 2–3 года ХОП выявлены в воде и в ДО на уровнях, допускающих их надежное количественное определение. Это указывает на необходимость продолжения мониторинга уровней этих пестицидов в водоемах страны и выявления степени опасности современных уровней загрязнения ХОП для водных экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Белова Л. П., Веницианов Я. В., Воловик Г. С., Воловик С. П., Жулидов А. В., Измайлов Г. К., Косолапов А. Е., Федоров В. М., Черняев А. М.* Территориальные и внутренние моря // Россия: Социальные и экологические водные проблемы. Часть. 1. РосНИИВХ. М.: Изд-во Аэрокосмоэкология, 1999. С. 7–77.
2. *Воловик Г. С., Воловик С. П., Жулидов А. В., Капуста А. Е., Косолапов А. Е., Косолапова Т. А., Кувалкин А. В., Хорунженко А. И., Черняев А. М., Янгулова Н. А.* Водосборная площадь реки Дон // Россия: водосборные площади рек. РосНИИВХ. М.: Изд-во Аэрокосмоэкология, 1999. С. 225–319.
3. *Врочинский К. К.* Циркуляция пестицидов в водоемах как гигиеническая проблема: Автореф. дисс. ... докт. мед. наук.. Львов.1974. 54 с.
4. Доклад о состоянии окружающей природной среды Ярославской области 1998 г. // Государственный комитет по охране окружающей среды Ярославской области. Ярославль, 1999. 135 с.
5. Ежегодник качества поверхностных вод Российской Федерации. 1992 г. // Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Гидрохимический институт. Обнинск, 1993. 388 с.
6. Ежегодник качества поверхностных вод Российской Федерации. 1993 г.// Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Гидрохимический институт. Обнинск, 1994. 481 с.
7. Ежегодник качества поверхностных вод Российской Федерации. 1994 г. // Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Гидрохимический институт. Обнинск, 1996. 581 с.
8. Исследование загрязнения пестицидами основных рек СССР (Южный Буг) и разработка гигиенических рекомендаций и нормативов. Отчет о НИР (промежуточный)/ ВНИИГИНТОКС по теме № 21; Руководитель К. К. Врочинский.–№ (80069743); Тв. № Б 884528.Киев. 1977.55 с.
9. Изучение содержания ядохимикатов в основных реках БССР; Отчет о НИР (заключит.) Инв. № 808681. Минск, 1979. 59 с.
10. *Комаровский Ф. Я.* Закономерности накопления пестицидов в трофических цепях водохранилищ и его токсикологические последствия для рыб: Автореф. дисс.... докт. биол. наук.. Москва, 1984. 42 с.
11. *Коротова Л. Г., Тарасов М. Н., Демченко А. С.* Миграция гексахорциклогексана, метафоса и хлорофоса на водосборах // Гидрохимические материалы. 1989. Т. 16. 165 с.
12. *Красильщиков Д. Г.* Остатки пестицидов. Таллинн. 1971. С. 299–301.
13. *Маслова О. В., Шебунина Н. А., Комаровский Ф. Я.* Кумуляция и распределение стойких пестицидов в экосистемах Килийского рукава Дуная и Днепровско-Бугского лимана // Гидробиол. журнал. 1990. Т. 26. № 4. С. 62–66.
14. *Медовар А. А., Иванова Л. Н., Письменная М. В., Манько Н. А.* Вопросы мониторинга пестицидов в водных экосистемах Юга Украины // Состояние перспективы развития методологических основ химического и биологического мониторинга поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону. 1987. С. 9–10.
15. *Орлова И. Г.* Хлорорганические пестициды в водах Северной Атлантики // Океанология. 1983. Т. 23. С. 787–795.
16. *Резников С. А., Матвеев А. А., Лопатченко Л. Л.* Характеристика загрязнения донных отложений дельты реки Аму–Дарьи и приустьевой части побережья. // Мониторинг

окружающей среды в бассейне Аральского моря. СПб: Гидрометеоиздат, 1991. С. 116–123.

17. Список химических и биологических средств борьбы с вредителями, болезнями растений и сорняками, регуляторов роста растений и феромонов, разрешенных к применению в сельском хозяйстве, включая индивидуальные фермерские хозяйства, лесное и городское хозяйство на период с 1992 по 1996 гг. М..: "Колос", 317 с.
18. *Торяникова Р. В., Карасева Т. А.* Содержание и поведение пестицидов в поверхностных водах Узбекистана. // Тр. Среднеаз. Регион. Научн.-исслед. Гидромет. Ин–та, 1992. № 142. С. 80–100.
19. Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. 1995.
20. *Хоменко А.Н., Емельянова В. П.* Характеристика загрязнения рек Аму-Дарья и Сыр-Дарья // Мониторинг окружающей среды в бассейне Аральского моря. СПб: Гидрометеоиздат, 1991. С. 109–115.
21. *Abou–Arab A.A.K., Gomaa M.N.E., Badawy A., Naguib K.* Distribution of Organochlorine Pesticides in the Egyptian Aquatic Ecosystem // Food Chem. 1995. V. 54(2). P. 141–146.
22. AMAP (Arctic monitoring and assessment program) Report // Oslo, Norway. 2000.
23. AMAP (Arctic monitoring and assessment program) Report // Oslo, Norway. 2002.
24. Arctic research of the United States// Arlington, 1994. V. 8.
25. Arctic research of the United States// Arlington, 1995. V. 9.
26. *Bilikova A.* Pesticidy v povrchovych vodach Slovenska. // Vodni Hospodarstvi. 1973. 21. P. 261–263.
27. Bilikova A. Vyskyt pesticidov v povrchovych vodach CSSR. // Vodni Hospodarstvi. 1983. 33. P. 311–317.
28. *Bodo, B.* Aquatic ecosystems contamination and riverine flux of persistent organochlorine pollutants (POPs) to coastal seas in the Asia–Pacific region. The UNEP and WHO Collaborating Centre for GEMS // Water, Burlington, Canada.1996. 227 p.
29. *Bodo, B.* An assessment of environmental and aquatic ecosystem contamination by persistent organochlorine pollutants (POPs) in the Russian Federation. The UNEP and WHO Collaborating Centre for GEMS // Water, Burlington, Canada. 1998. 152 p.
30. *Bogacka T.* Wystepovanie pestycydow w wodzie rzek Redy I Bolszewki. // Rocznik Panstwa Zakladny Higieny. 1987. 38. P. 81–89.
31. *Braun H.E. and Frank R.* Organochlorine and organophosphorus insecticides: their use on eleven agricultural watersheds and their loss to stream waters in southern Ontario, Canada, 1975–1977. // Sci. Total. Environ. 1980. 15. P. 169–192.
32. *Chan C.H., Bruce G., Harrison B.* Wet Deposition of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls to the Great Lakes // J. Great Lakes Res. 1994. V. 20 (3). P. 546–560
33. *Cooper C.M.* Persistent Organochlorine and Current Use Insecticide Concentrations in Major Watershed Components of Moon Lake, Mississippi, USA // Archive fur Hydrobiologie AHYBA4. 1991. V. 121(1). P. 103–113
34. *Donald D.B. and Syrgiannis J.* Occurrence of pesticides in Prairie Lakes in Saskatchewan in relation to drought and salinity // Journal of Environmental Quality. 1995. №24, P. 266–270
35. *Drevenkar V., Fingler S., Froebe Z., Vasilic Z.* Persistent Organochlorine Compounds in Water and Soil Environments // Environ. Manage. Health. 1996. V. 7(4). P.5–8
36. *Edwards C.A.* Environmental Pollution by Pesticides. Plenum.New York. 1973.
37. *Fingler S., Drevenkar V., Tkalcevic B., Smit Z.* Levels of Polychlorinated Biphenyls, Organochlorine Pesticides, and Chlorophenols in the Kupa River water and in drinking waters from different areas in Croatia // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology BECTA6.1992. V. 49(6). P. 805–812.
38. *Giese F., Krueger A.* Results of a Mussel Monitoring Program of Organochlorines in Lake Stechlin. (Ergebnisse eines Muschel-Monitoringprogramms fuer chlorierte Kohlenwasserstoffe im Stechlinsee) // Limnologica. 1995. V. 25. № 3-4. P. 311–320.
39. *Gilliom R. J., Alexander R. B. and R. A. Smith* Pesticides in the Nations rivers 1975–80 and implications for future monitoring. US Geological Survey // Water Supply USA. 1985. P. 1–13.

40. *Godfrey J.T., Foster G.D., Lippa K.A.* Estimated Annual Loads of Selected Organic Contaminants to Chesapeake Bay Via a Major Tributary // Environ. Sci. Technol.1995. V. 29(8). P. 2059–2064.
41. *Gordeev, V.V., Tsirkunov, V.V.* River fluxes of dissolved and suspended substances.// In: Kimstach, V., Meybeck, M. Baroudy, E. (Eds.). A Water Quality Assessment of the Former Soviet Union. London: E & FN Spon. 1998. P. 311–350.
42. *Jensen J., Adare K. and Shearer R.* (Eds) Canadian Arctic Contaminants Assessment Report. Indian and Northern Affairs Canada. Ottawa, 1997. 460 p.
43. *Kapustka, L. A.., Williams B. A.., Fairbrothe A.,* Evaluating risk predictions at population and community levels in pesticide registration–hypotheses to be tested. // Env. Toxicol. Chem.1996. 15. P. 427–431
44. *Kilikidis S.D., Kamarianos A.P., Karamanlis X.N.* Seasonal Fluctuations of Organochlorine Compounds in the Water of the Strimon River (N. Greece) // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology BECTA6.1992.V. 49(3). P. 375–380
45. *Koch R. and E. Strobel* Gewasserkontamination mit Chlororganischen Insectiziden // L. Acta Hydrochem. Hydrobiol. 1997. 5. P. 243–250.
46. *Kutz F.W. and A.E. Carey* Pesticides and toxic substances in the environment // J. Arboriculture. 1986. 12. P. 92–95
47. *Li Y.F.* Global HCH usage with 1 x 1 degree longitude/latitude resolution // Environmental Science and Technology.1996. 30. P. 3525–3533.
48. *Lichtenberg J.J., J.W.Eichelberg and R.C.Pressman* Pesticides in surface waters of the United States. A five year summary,1964–1968. // Pest. Monit. J. 1997. 4. P. 71–86.
49. *Lockhart W. L., Muir D. G., Wilkinson P., Yarechewski A., Bilek B. N.* Chemical contaminants in fish and sediments core samples from the Dnipro River, Ukraine // Water Qual. Res. J. Canada. 1994, V. 33. P. 489–509.
50. *Loganathan B.G., Kannan K.* Time Perspectives of Organochlorine in the Global Environment // Marine Pollution Bulletin MPNBAZ . 1991. V. 22(12). P. 582–584
51. *McEwen, F.L., Stephenson, G.R.* The Use and Significance of Pesticides in the Environment. New York : John Wiley & Sons, 1979.
52. *McKenzie–Smith F., Tiller D., Allen D.* Organochlorine Pesticide Residues in Water and Sediments from the Ovens and King Rivers, North–East Victoria, Australia // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1994. V. 26. № 4. P. 483–490.
53. *Mouvet C., Galoux M. and A. Bernes* Monitoring of polychlorinated biphenyls (PCB) and hexachlorocyclohexanes (HCH) in freshwater using the aquatic moss Cinclidotus danubicus // Sci. of Total Environ. 1985. 44. P. 253–267.
54. *Muir D. G. G., Grift N. P., Lockhart W. L., Wilkinson P., Billeck B. N., Brunskill G. J.* Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments // Sci. Total. Env.1995. 160/161. P. 447–457.
55. *Pavlov D.F., Robarts R.D., Korotova L.G., Zhulidov, D.A.* An assessment of use and river flow associated gross flux into the Arctic seas of the organochlorine insecticide γ–HCH from the Russian Federation. In: Proceedings of the workshop on persistent organic pollutants (POPs) in the Arctic // Human Health and Environmental Concerns, Rovaniemi, Finland. AMAP Report, Abstract 50, Oslo, 2000. 11 p.
56. *Petrosyan V. S., Vinnikov Y. Y., Kimstach V. A., Boeva L. V., Sergeeva T. A.* Organic pollutants // A water quality assessment of the former Soviet Union. London, E & FN Spon, 1998, P. 211–266.
57. *Petty J.D., Huckins J.N., Orazio C.E., Lebo J.A., Poulton B.C., Gale R.W., Charbonneau C.S., Kaiser E.M.* Determination of Waterborne Bioavailable Organochlorine Pesticide Residues in the Lower Missouri River // Environ. Sci. Technol. 1995. V. 29(10). P. 2561–2566.
58. *Schmidt H.* Monitoring Studies in Background Area of the Former GDR: Chloroorganic Insecticides in the Stechlin Lake area. 1995. V. 25. №. 3–4. P. 295–299.
59. *Stevens R.J.J., Neilson M.A.* Inter– and Intra–lake Distributions of Trace Organic Contaminants in Surface Waters of the Great Lakes // Journal of Great Lakes Research JGLRDE. 1998. V. 15. № 3. P.

377–393.
60. *Waddell T. E., Bower B. T.* Agriculture and the Environment: What Do We Really Mean? // J. of Soil and Water Conservation. 1988. 43(3). P. 241–242.
61. *Wauchope, R. D.* The pesticide content of surface water draining from agricultural fields–a review // J. Environ. Qual. 1978. 7. P. 459–472.
62. *Voldner E. C., Li Y. F.* Global usage of selected persistent organochlorines // Sci. Total Environ. 1995. 161. P. 201–210
63. *Young A.L.* Minimizing the risk associated with pesticides use.–an overview // Am. Chemical Soc. Symp. Series. 1987. 336. P. 1–11.
64. *Zhulidov A.V., Headley J.V., Pavlov D.F., Robarts R.D., Korotova L.G., Fadeev V.V., Zhulidova O.V., Volovik Y., Khlobystov V.V.* Distribution of organochlorine insecticides in rivers of the Russian Federation Federation // J. Environ. Qual. 1998. 27. P. 1356–1366.
65. *Zhulidov A. V., Headley J. V., Pavlov D. F., Robarts R. D., Korotova L. G., Vinnikov Y.Y., Zhulidova O. V.* Riverine fluxes of the persistent organochlorine pesticides hexachlorocyclohexane and DDT in the Russian Federation // Chemosphere. 2000. 41. P 829–841.
66. Zhulidov A.V., Khlobystov V. V., Robarts R. D., Pavlov D. F. Critical analysis of water quality monitoring in the Russian Federation and former Soviet Union // Can. J. Fish. Aquat. Sic. 2000. V. 57. P. 1932–1939.
67. *Zhulidov A. V., Robarts R. D., Headley J. V., Liber K., Zhulidov D. A., Zhulidova O. V., Pavlov D. F.* levels of DDT and hexachlorcyclohexane in burbot (*Lota lota* L.) from Russian Arctic rivers // The Sci. Total. Environment, 2002. 292 (3). P. 231–246.
68. *Zhulidov A.V., R.D. Robarts, J.V. Headley, L.G. Korotova, D.A. Zhulidov, O.V. Zhulidova, S.Ya. Chernousov, V.V. Khlobystov, D.F. Pavlov, V.S. Lysenko, and V.V. Korneev.* A review of riverine fluxes of hexachlorocyclohexane and DDT to the Azov and Black seas from the former USSR and Russian Federation // Journal of Environ. Sci. Health, Part A. 2003. V. A38, № 5.
69. *Zhulidov A.V., Robarts R. D., Holmes R. M., Peterson B. J., Kamari J., Merilainen J., Headley J. V.* Water quality monitoring in the former Soviet Union and the Russian Federation: assessment of analytical methods // Helsinki: Finnish Environmental Institute. 2003. 48 p.

ORGANOCHLORINE PESTICIDES IN INLAND WATERBODIES OF RUSSIA: A REVIEW OF LITERATURE AND ORIGINAL DATA

***Pavlov D.F.*[1], *Bakin A.N.*[2]**
[1] I.D. Papanin Institute for Boilogy of Inland Waters, RAS, Borok, Nekouz, Yaroslavl
pavlov@ibiw.yaroslavl.ru
[2] Military University of chemical protection, Kostroma

This paper presents a review of literature and original data on the levels of organochlorine pesticides (OCP), DDT and its metabolites, HCCH isomers in water and bottom sediments (BS) of the main basins of the former USSR and Russia along with data on the OCP riverine fluxes. In the 70–80s of the XX century high lavels of OCP in waters and BS were reported, especially from the south of the country. The OCP flux to seas was also considerable. As a result of the ban on mass usage of OCP the extent of the OCP pollution and riverine flux decreased significantly. However, in some reaches of the Volga River during the last 2–3 years the OCPs were found in water and BS at levels of reliable quantification. This indicates the necessity to continue environmental monitoring of pesticide in the waterbodies.

УДК 595.3:574.64

ОСОБЕННОСТИ ДЕЙСТВИЯ БИХРОМАТА КАЛИЯ НА ГЕНЕРАЦИИ И МОДЕЛЬНЫЕ ПОПУЛЯЦИИ НИЗШИХ РАКООБРАЗНЫХ

Филенко О.Ф., Исакова Е.Ф., Черномордина А.В.
Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова
ofilenko@mail.ru

Исследовали действие бихромата калия на рачков *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* в ряду поколений и в модельных популяциях. Эффект бихромата калия на рачков *Daphnia magna* в опыте на поколениях выражался в снижении выживаемости, торможении роста и развития в ювенильный период, а в модельных популяциях – в замедлении прироста биомассы. У *Ceriodaphnia affinis* хром снижал выживаемость в поколениях и угнетал половое размножение в популяциях. Действие пороговых концентраций хрома в опытах на генерациях цериодафний проявлялось с первого поколения и на обоих видах его токсическое действие усиливалось в ряду поколений. Дафнии оказались более чувствительными к действию бихромата в модельных популяциях, а цериодафнии – в ряду поколений. Минимальные действующие концентрации хрома составили для дафний 0.035 мгCr/л, а для цериодафний – менее 0.017 мгCr/л.

ВВЕДЕНИЕ

Ветвистоусые ракообразные традиционно применяются для оценки токсичности загрязненных вод и исследования особенностей действия различных веществ на водные организмы. Эффект среды оценивается как по влиянию на индивидуальные структуры и функции объекта на одном поколении рачков или на сериях генераций, так и по изменениям в контролируемых или модельных популяциях [1, 3, 4, 11, 13, 16, 17, 19]. В зависимости от поставленной задачи используется тот или иной методический подход, однако для оценки возможных экологических последствий и хроноконцентрационного действия ядов наблюдений в пределах одной генерации не достаточно [2, 23, 27].

Различные условия содержания тест-организмов в опытах на сериях генераций и в лабораторных популяциях могут обуславливать различный результат действия токсикантов. Так,

контролируемые популяции *Daphnia magna*, и смешанные популяции *D. magna и Ceriodaphnia affinis* обладали большей чувствительностью к токсическому воздействию, чем лабораторные одновидовые выборки этих видов [9]. С другой стороны, действие эндосульфана на выборки *Daphnia carinata* проявлялось уже в концентрации 80 мг/л, тогда как средняя плотность популяций дафний была снижена только в присутствии 160 мг/л эндосульфана [20].

При однократном внесении трифенилоловохлорида [ТФОХ] происходила двухнедельная задержка роста численности популяций *Daphnia magna* при концентрации 0.005, но не 0.001 мг/л [7]. Однако в другой работе [6] при регулярной смене растворов ТФОХ в концентрации 0.001 мг/л действие выразилось в уменьшении на 8–15% размеров рачков в ряду всех исследованных 7 поколений. В данном случае различие в полученных результатах можно объяснить разными режимами внесения вещества.

При стандартизации условий проведения эксперимента (концентрации вещества, температуры, длительности светового дня и т. п.) на чувствительность организмов и популяций к токсикантам влияют биотические факторы – плотность популяций и концентрация пищи. При увеличении плотности популяций в длительном опыте возможно снижение концентрации пищи, приходящейся в среднем на одну особь. Так, при более низком уровне кормления *Daphnia magna* более чувствительна к меди, чем при высоком [22]. С другой стороны, избыток пищи также нежелателен. Токсикант адсорбируется на пищевых частицах, и это служит дополнительным источником поступления вещества в организм тест-объекта [19, 21].

При увеличении плотности популяций изменяются и гидрохимические параметры среды, такие как pH и концентрация растворенного кислорода. Однако эти факторы влияют на динамику популяций или чувствительность тест-объектов к токсиканту только при сильных отклонениях значений этих параметров от оптимальных [24, 25, 26].

Таким образом, следует ожидать, что разные условия постановки испытаний токсичности одного и того же вещества для одного объекта могут в значительной степени повлиять на полученный результат в одной и той же лаборатории.

В представляемой работе осуществлена попытка практического сравнения двух разных вариантов испытаний токсичности, рекомендованных, в частности, "Методическими указаниями по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов…"[12], для планктонных ракообразных *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis*. Целью работы служило исследование сравнительной чувствительности этих видов рачков в отдельных выборках одного поколения, сериях 3 генераций и на модельных популяциях рачков к солям тяжелых металлов (на примере бихромата калия).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе применялись методики, предлагаемые "Методическими указаниями…"[12]. Бихромат калия ($K_2Cr_2O_7$) выбран для работы как эталонный токсикант, широко использующийся в целях стандартизации методов биотестирования [28]. Во всех опытах исследовали действие соединения в диапазоне концентраций от 0.017 до 0.17 мгCr/л.

В качестве тест-объектов служили два вида рачков отряда Cladocera – *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* из лабораторных культур. Условия проведения опытов (длительность освещения, кормление, частота смены растворов) соответствовали методическим рекомендациям.

При постановке хронических опытов на трех поколениях рачков отбирали по 5 дафний в возрасте не более 24 ч на 250 мл и по 4 цериодафнии на 50 мл раствора. Опыты ставили в четырехкратной повторности. Действие хрома оценивали по его влиянию на выживаемость, время созревания, плодовитость (за 4 помета) и по появлению других отклонений. У *Daphnia magna* измеряли длину тела рачков на момент наступления половозрелости и на последние сутки опыта для каждого поколения.

Исходная плотность посадки дафний для развития модельных популяций была 5 рачков на 500 мл среды. Воздействие каждой концентрации испытывали в трех повторностях. Учитывали общую биомассу и общую численность популяции, численность молоди, количество половозрелых самок, мертвых особей. Определяли размерно-возрастную структуру популяции, для чего измеряли не менее 15 рачков в каждой возрастной группе. Суммарную биомассу популяций *Daphnia magna* (*w*) до 17 суток определяли расчетным методом по формуле: $w = 0.13 \cdot l^{2.84}$, где l – длина рачка [10], а начиная с 17 суток – взвешиванием.

Исходная плотность посадки для развития модельных популяций цериодафний была 8 рачков на 200 мл среды. В модельных популяциях *Ceriodaphnia affinis* учитывали общую численность популяций, численность молоди, количество самок с партеногенетическими яйцами, количество половозрелых самок с пустыми выводковыми камерами, количество самок с эфиппиумами. Полученные данные обрабатывали обычными методами вариационной статистики.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

При оценке действия бихромата калия на выживаемость дафний в ряду поколений в концентрациях 0.017 и 0.035 мгCr/л отклонение показателей от контрольных во всех поколениях не превышало 5% (рис. 1). В концентрации 0.1 мгCr/л наибольшее снижение выживаемости наблюдали во втором и третьем поколениях рачков, где количество выживших составило 50 и 13% от контроля соответственно. В растворе с концентрацией 0.17 мгCr/л показатели выживаемости были снижены, начиная с исходного поколения, и не превышали 40% от контрольных значений.

У контрольных и подопытных дафний половозрелость наступала в одни сроки – на 6–8 сутки, а первый вымет молоди – на 8–10 сутки. Величины фактической плодовитости у дафний в растворах с концентрациями 0.017 и 0.035 мгCr/л незначительно отличались от контрольных (табл. 1). При 0.1 мгCr/л только у третьего поколения значения данного показателя было снижено (70.6% от контроля), а при 0.17 мгCr/л плодовитость дафний во всех поколениях (за исключением второго, где этот показатель превышал значение в контроле на 36%) была угнетена. У исходного поколения плодовитость была ниже контрольной на 24%, а у третьего – на 60%.

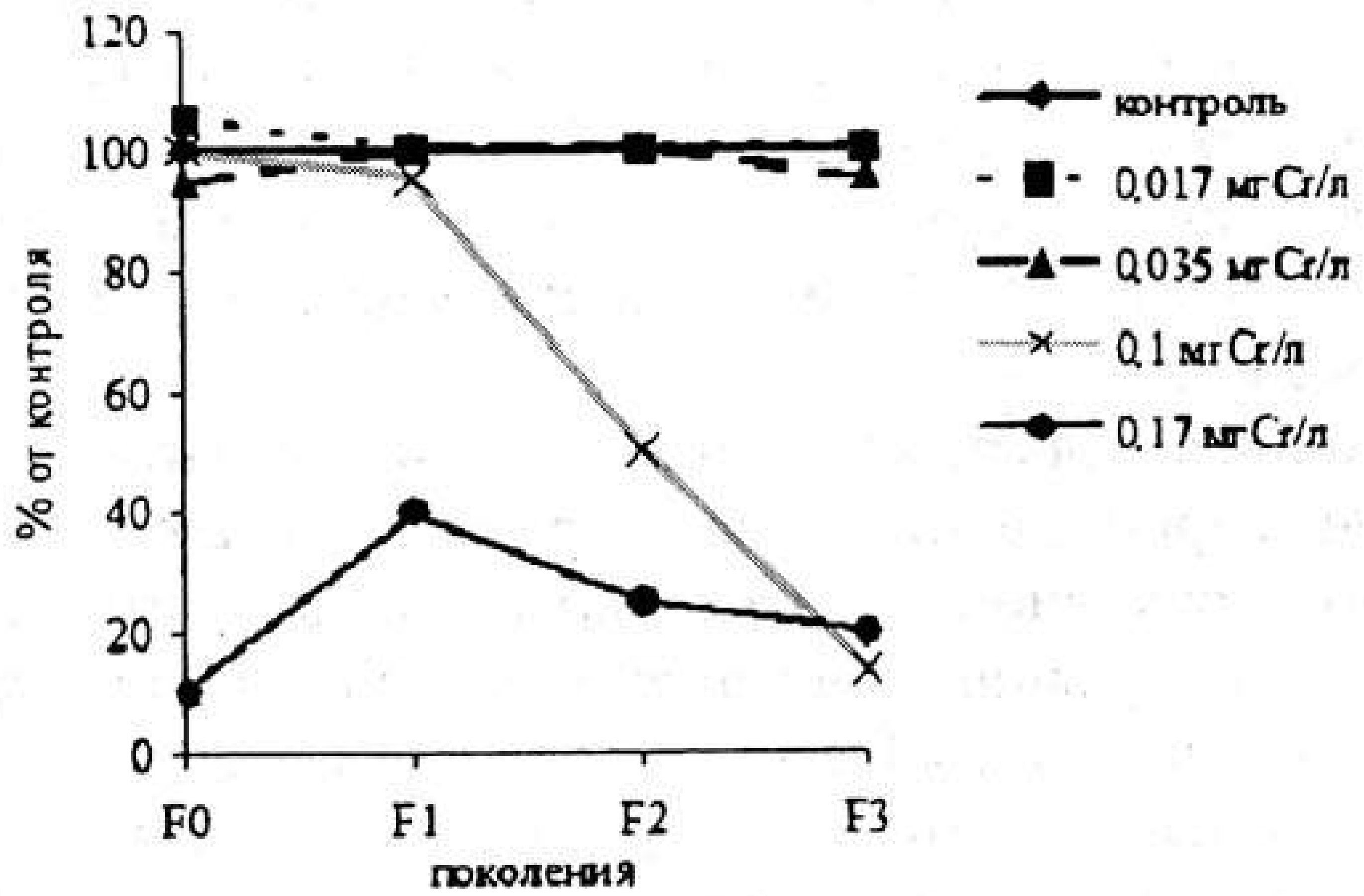


Рис. 1. Выживаемость *Daphnia magna* при действии хрома в генерациях.

Количество абортивных яиц у дафний в контроле не превышало 1.6% от фактической плодовитости (табл. 1), а наибольшим оно было в растворе с самой высокой концентрацией хрома у исходного поколения (около 7% от фактической плодовитости). Хром также вызывал появление в пометах дафний уродливых, нежизнеспособных особей. Уродства выражались в отсутствии щетинок на антеннах и деформациях раковин, однако прямой зависимости количества уродливой молоди от концентрации токсиканта не выявлено. В опыте также обнаружено небольшое количество мертворожденной молоди, достигавшее в растворе с концентрацией 0.17 мгCr/л в третьем поколении дафний 5% от фактической плодовитости.

Хром оказывал влияние и на размерные характеристики рачков (табл. 2). В растворе с концентрацией 0.017 мгCr/л у первого и второго поколения рачков на момент наступления половозрелости отклонения от контроля достигали 7%, но к последним суткам опыта они исчезали. В растворе с концентрацией 0.035 мгCr/л средняя длина самок на момент наступления половозрелости у всех поколений не отличалась от длины контрольных, однако к последним суткам испытания

Таблица 1. Влияние бихромата калия на плодовитость *D. magna* и возникновение патологических отклонений в поколениях

Конц-я Cr (мг/л)	Поколе-ния, F	Фактическая плодовитость		Патологические отклонения (% от фактической плодовитости)		
		M ± m	% от контроля	абортивные яйца	мертво-рожденные	уродливая молодь
0.00	$F_{исх}$	71.3±7.2	100	0.14	0.0	0.0
	F_1	75±10.6	100	0.4	0.0	0.0
	F_2	42±5.3	100	1.6	0.0	0.0
	F_3	32.9±3.27	100	0.00	0.0	0.0
0.017	$F_{исх}$	69.5±7.0	97.5	3.6	0.01	0.0
	F_1	71.3±3.2	95.0	4.8	0.00	0.3
	F_2	38.1±1.1	90.6	0.9	0.00	0.26
	F_3	32.6±2.4	98.9	1.4	3.7	0.0
0.035	$F_{исх}$	84.2±8,3	118,0	0.2	0.06	1.0
	F_1	65.8±15	87.7	0.5	0.15	0.15
	F_2	50.7±12.3	120.0	1.0	0.00	0.2
	F_3	28.4±7.2	86.3	0.9	1.4	0.2
0.1	$F_{исх}$	80±9.4	112	3.50	0.12	1.06
	F_1	74.8±10.3	99.7	0.07	0.07	0.40
	F_2	47.67±6.5	113.5	1.00	0.31	0.60
	F_3	23.22±6.8	70.6*	4.00	2.60	1.7
0.17	$F_{исх}$	54.4±13.1	76.4	6.9	0.00	2.9
	F_1	56.7±7.4	75.6*	0.14	0.44	0.0
	F_2	57.1±10.0	136	0.0	1.75	0.17
	F_3	14.0±5.0	42.5*	0.0	5.00	0.0

* – статистически достоверные отклонения от показателей в контроле.

наблюдалась задержка роста в первом поколении, где длина рачков составляла 96% от контрольных. При 0.1 мгCr/л во всех поколениях на протяжении всего срока наблюдений размеры не отклонялись от показателя в контроле более чем на 11%, при 0.17 мгCr/л отличия от контрольных у исходного поколения рачков составляли до 8, у второго поколения – 18, а у третьего – около 16%.

Действие хрома на *Daphnia magna* в генерациях проявлялось во всех случаях, однако, при 0.017 и 0.035 мгCr/л выражалось лишь в небольшом, статистически достоверном отклонении роста рачков, которое либо исчезало к последним суткам опыта, либо не закреплялось в ряду поколений.

Таблица 2. Влияние бихромата калия на размеры *D. magna* в поколениях.

Концентрация Cr (мг/л)	Поколение, F	Размеры половозрелых самок		Размеры на последние сутки	
		M ± m	% от контроля	M ± m	% от контроля
0.00	$F_{исх}$	3.3±0.11	100	4.14±0.09	100
	F_1	3.16±0.1	100	3.99±0.038	100
	F_2	3.26±0.04	100	3.67±0.046	100
	F_3	2.7±0.06	100	3.65±0.04	100
0.017	$F_{исх}$	3.22±0.13	97.8	4.08±0.02	98.55
	F_1	2.94±0.09	93*	4.04±0.04	101
	F_2	3.37±0.03	103*	3.8±0.07	103*
	F_3	2.7±0.08	99	3.6±0.07	98
0.035	$F_{исх}$	3.3±0.8	100	4.17±0.06	101
	F_1	3.12±0.04	98.7	3.82±0.08	96*
	F_2	3.21±0.13	98.5	3.69±0.098	100.5
	F_3	2.73±0.05	100.5	3.6±0.096	98
0.1	$F_{исх}$	3.24±0.12	98,5	4.12±0.06	99
	F_1	2.82±0.08	89.2*	3.8±0.12	95*
	F_2	3.2±0.1	98.16	3.63±0.097	98.9
	F_3	2.81±0.06	103.5	3.31±0.09	90.7*
0.17	$F_{исх}$	3.21±0.03	95*	3.82±0.06	92.3*
	F_1	2.62±0.15	82.9*	3.33±0.22	83.5*
	F_2	2.66±0.19	81.6*	3.13±0.2	85.3*
	F_3	2.78±0.051	102.4	3.07±0.25	84.1*

* – статистически достоверные отклонения от показателей в контроле.

Таким образом, в этом варианте опыта пороговой действующей являлась концентрация 0.1 мгCr/л, поскольку при ней снизились выживаемость и размеры дафний.

В модельных популяциях *Daphnia magna* размерно-возрастная структура популяций, общая тенденция изменений суммарной численности популяций и численности молоди сходны в контроле и в опыте (рис. 2). Существенное увеличение численности происходило с 12-х по 20-е сутки наблюдения. На 17-е сутки опыта значения этих параметров в растворах с концентрациями 0.035 и 0.17 мгCr/л превышали значения в контрольных популяциях, однако, начиная с 20-х суток, численность снижалась по сравнению с контролем, и наибольшие отличия наблюдались при 0.17 мгCr/л. В этот же период повышалась смертность (рис. 3а), которая возрастала с

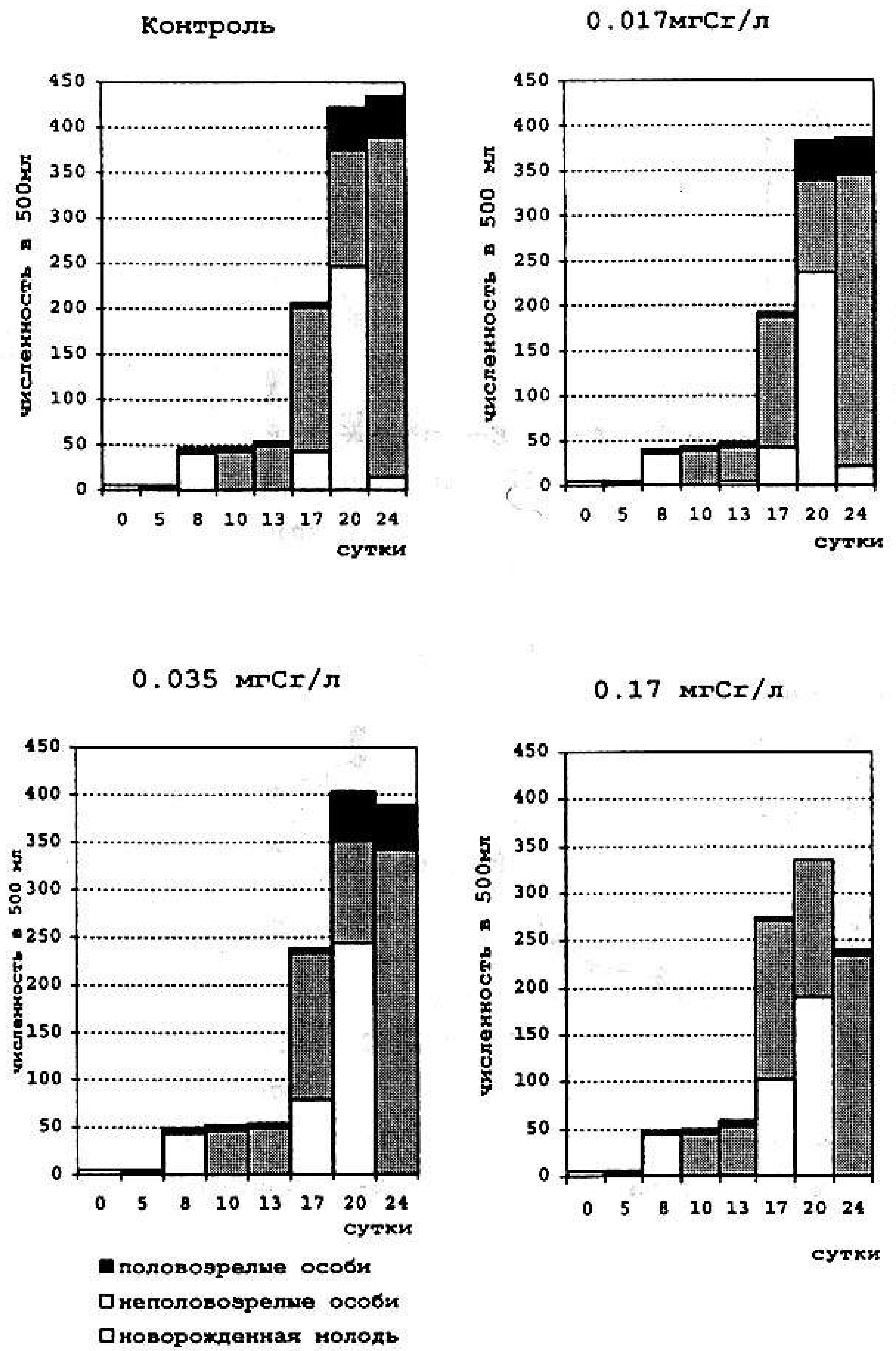


Рис. 2. Изменение размерно-возрастной структуры популяций *D. magna* при действии различных концентраций хрома.

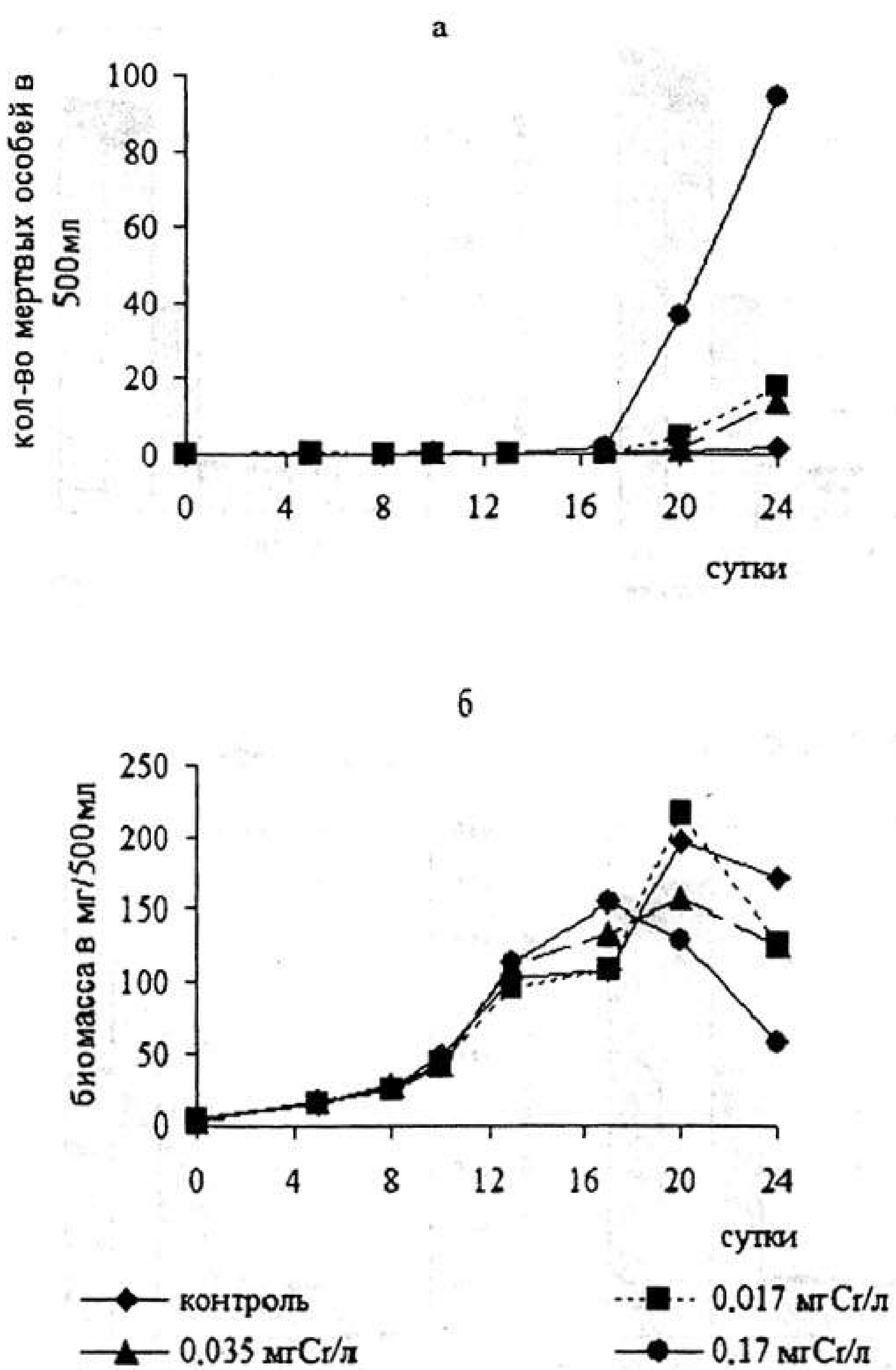


Рис. 3. Динамика изменений различных параметров популяций *D. magna* при действии различных концентраций хрома (а – смертность, б – суммарная биомасса популяций).

повышением концентрации хрома. С учетом динамики изменения размерно-возрастной структуры популяций (рис. 2) можно заключить, что смертность рачков при 0.17 мгCr/л возрастала в основном за счет гибели самок старшей возрастной категории и новорожденной молоди.

Биомасса контрольных популяций наиболее существенно возрастала с 12 по 20 сутки опыта, но уменьшилась на 24-е сутки (рис. 3б). При 0.017 мгCr/л наблюдалось заметное, но статистически недостоверное уменьшение биомассы на 24-е сутки. На 17-е сутки при 0.035 мгCr/л величины биомассы превышали показатель в контроле на 23, при 0.17 мгCr/л – на 73%, но на 24-е сутки биомасса снизилась, составляя, соответственно, 73 и 34% от контроля (статистически достоверные отличия).

Таким образом, можно заключить, что биомасса популяций дафний оказалась чувствительной к действию хрома в растворах с концентрациями 0.035 и 0.17 мгCr/л, но эффект начинал проявляться только с 17 суток. Снижение биомассы происходило за счет повышения смертности в самой старшей и самой молодой возрастных категориях. В этом варианте опыта пороговая действующая концентрация составляла 0.035 мгCr/л.

В опыте на серии генераций *Ceriodaphnia affinis* установлено, что выживаемость рачков в растворах 0.017 и 0.035 мгCr/л была снижена по сравнению с контролем не менее, чем до 80% во втором и третьем поколениях (рис. 4), а при 0.17 мгCr/л – до 75 в первом поколении, 65 – во втором и 20% – в третьем.

Во всех вариантах опыта половозрелость у рачков наступала в одни и те же сроки (на 3–4 сутки), а первый вымет молоди – на 5 сутки. Фактическая плодовитость в первом поколении при всех воздействиях существенно превышала показатели в контроле (табл. 3). В последующих поколениях при 0.017 и 0.035 мгCr/л значения плодовитости приближались к контролю, в то время, как при 0.17 мгCr/л со второго поколения плодовитость существенно снижалась. Как в контроле, так и в опыте было незначительное количество абортивных яиц.

Таким образом, в опыте на генерациях цериодафний при действии хрома выживаемость снижалась раньше, чем их фактическая плодовитость, но уже в первом поколении рачков

7 Заказ 3770

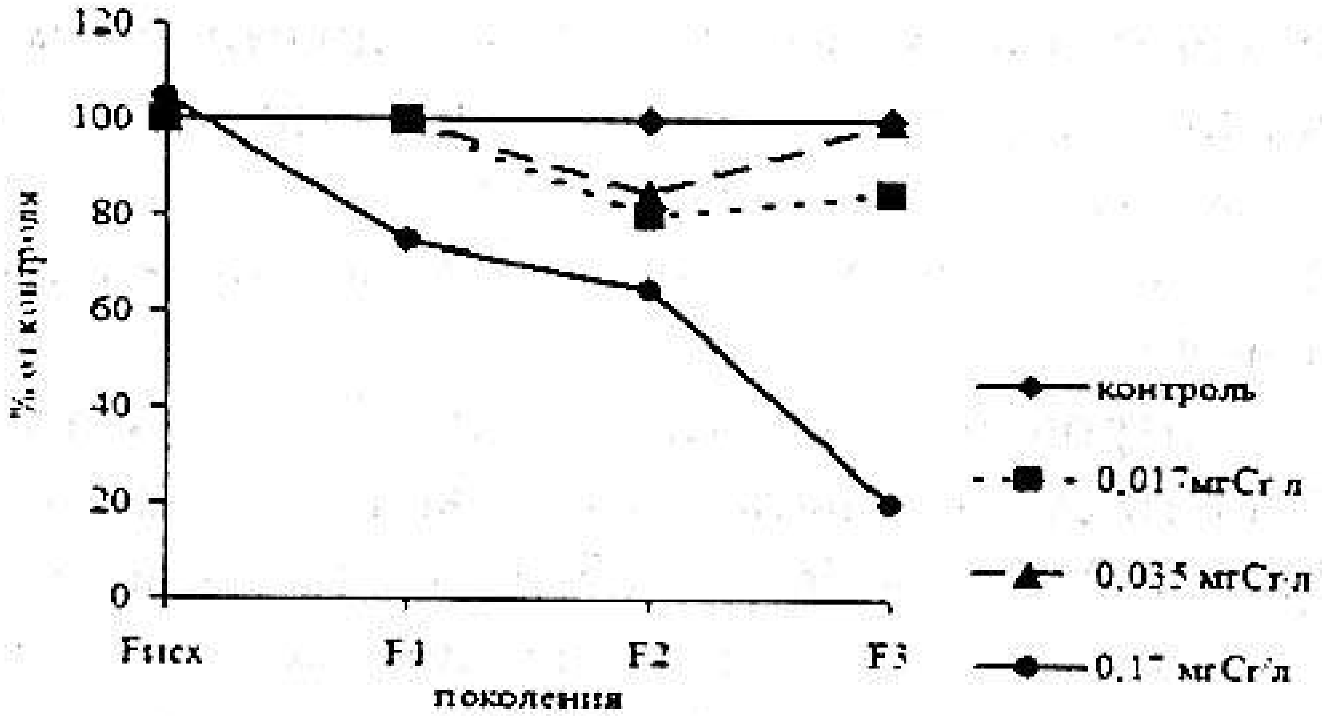


Рис. 4. Выживаемость *C. affinis* при действии бихромата калия в генерациях.

Таблица 3. Влияние бихромата калия на плодовитость *C. affinis* в хроническом опыте на поколениях.

F	Фактическая плодовитость					
	мгCr/л	M±m	%	мгCr/л	M±m	%
$F_{исх}$	0.00	18.3±0.68	100	0.035	22.67±7.89	123*
F_1		15±0.58	100		31.73±20.13	211*
F_2		33.3±2.2	100		34.25±13.4	102
F_3		28.72±56	100		35.05±5.39	122
$F_{исх}$	0.017	22.24±9.37	121*	0.17	17.7±1.95	96.7
F_1		31.59±3.94	210*		24.05±13.34	160*
F_2		31.83±0.9	95.5		23.78±61.4	71.4
F_3		31.8±22.16	107		3.19±14.57	12.5*

* – статистически достоверные отклонения от показателей в контроле.

наблюдалась стимуляция плодовитости. Если стимуляцию рассматривать как фазу интоксикации, то минимальная действующая концентрация хрома в этом варианте опыта оказывается менее 0.017 мгCr/л. Минимально угнетающая концентрация по всем показателям – 0.17 мгCr/л.

На популяциях *Ceriodaphnia affinis* установлено, что суммарная численность контрольных популяций и популяций в растворах 0.017 и 0.035 мгCr/л изменялись практически одинаково, достигая максимальных значений на 14-е сутки и снижаясь к 19-м (рис. 5).

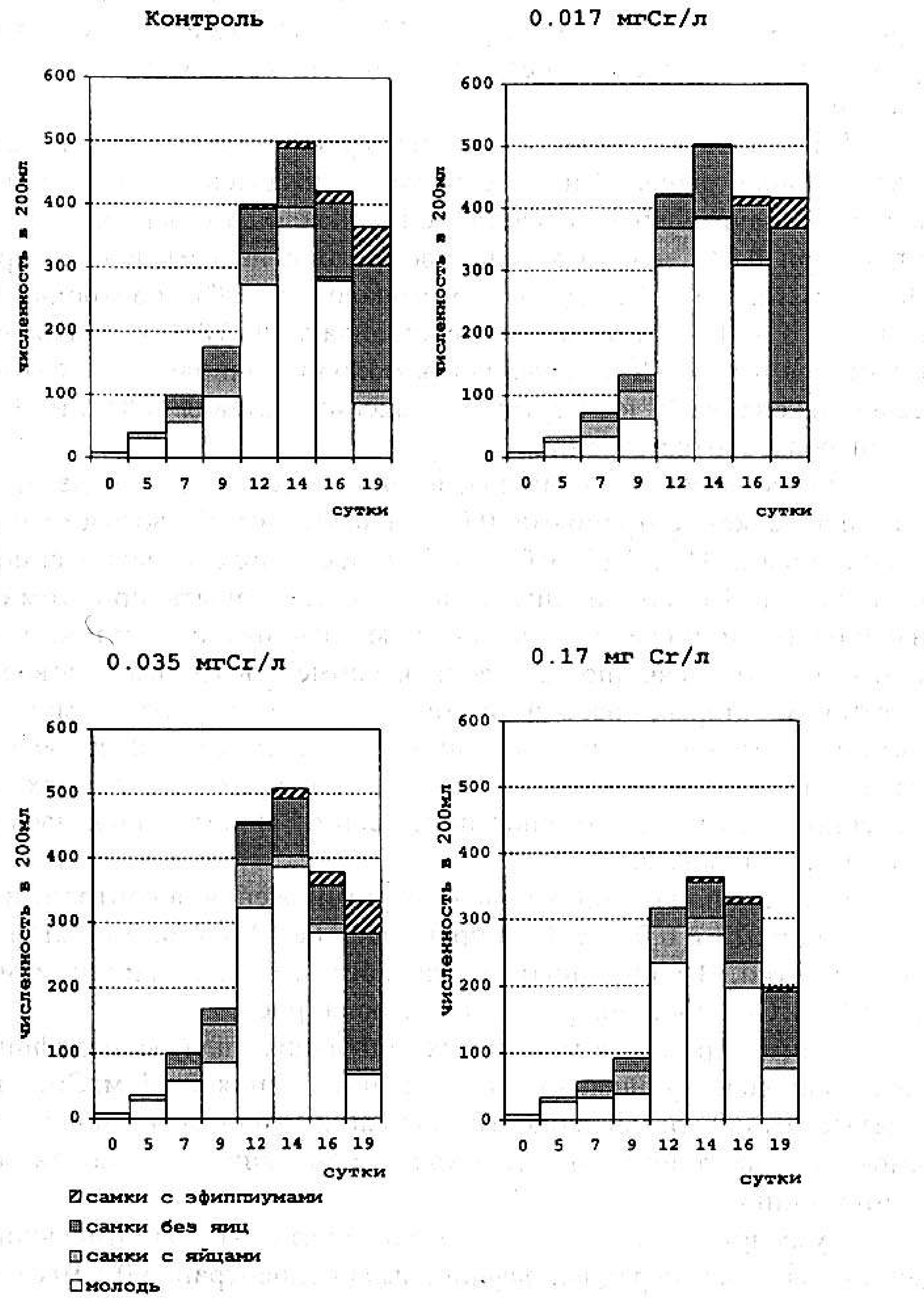


Рис. 5. Распределение популяций *C.affinis* по возрастным группам при действии различных концентраций хрома.

Наиболее значительное повышение численности наблюдали в период с 9 по 12 сутки. При 0.17 мгCr/л уже с 7-х суток происходило замедление роста численности, которое сохранялось до конца опыта.

Численность молоди цериодафний также достигала максимальных значений на 14-е сутки и снижалась к концу опыта. Наиболее значительное возрастание происходило в период 9–12-х суток. При 0.017 мгCr/л количество молоди не изменялось, при 0.035 мгCr/л на 12-е сутки превышало на 18% контрольные значения, а на 19-е сутки молодь составила лишь 78% от контроля. В растворе 0.17 мгCr/л численность молоди, начиная с 7-х суток, была снижена, на 12 и 14 сутки ее значения составляли 85.5 и 76% от контроля, соответственно.

Общее количество половозрелых самок в контроле и в растворах с концентрациями 0.017 и 0.035 мгCr/л возрастало в течение опыта. При 0.17 мгCr/л численность половозрелых самок возрастала до 16 суток и снизилась к 19 суткам опыта, при этом ее значения были ниже, чем в контроле, начиная с 7 суток. По-видимому, это связано с наблюдавшимся высоким уровнем смертности старых особей и молоди. Численность самок с пустыми выводковыми камерами в течение эксперимента возрастала и в контрольных, и в подопытных популяциях, а численность самок с партеногенетическими яйцами снижалась с 12 по 19 сутки опыта.

Переход популяций к половому размножению в контроле и в растворах 0.017 и 0.035 мгCr/л произошел на 12, а при 0.17 мгCr/л – на 14 сутки. В конце опыта численность самок с эфиппиумами при 0.17 мгCr/л составила 10% от контроля (рис. 5).

Таким образом, в модельных популяциях для цериодафний пороговой действующей оказалась концентрация 0.17 мгCr/л по показателям общей численности популяции, количеству молоди и самок с эфиппиумами, переходу популяции к половому размножению.

Суммируя в целом, следует заключить, что минимальной, действующей в генерациях дафний, была концентрация 0.1 мгCr/л, а в опытах на популяциях – 0.035 мг Cr/л. В ряду поколений дафний хром влиял в большей степени на выживаемость и рост рачков, а снижение плодовитости происходило позднее. В популяциях наиболее чувствительными показателями были объем биомассы и смертность. Причем снижение биомассы в растворе с концентрацией 0.035 мгCr/л происходило в основном за счет высокой смертности особей из самых старших и ранних возрастных категорий (рис. 2, 3). Подобного эффекта в генерациях при этой концентрации хрома не наблюдали. По-видимому, увеличение плотности популяции служило фактором дополнительной нагрузки, усиливающим действие токсиканта. В работах И. К. Ривьер и Б. А. Флерова [14, 15] с ихтиоцидом полихлорпиненом и перхлоратом аммония действие токсикантов также приводило к снижению численности самых старших особей. При действии меди популяции *Daphnia magna* вымирали в основном за счет высокой смертности молоди и взрослых дафний и снижения плодовитости [7]. Видимо, высокая смертность в старшей возрастной категории обусловлена их длительным пребыванием в растворе с токсикантом, а молоди – ее повышенной чувствительностью к действию бихромата калия [5]. В опытах на генерациях дафний также наблюдали некоторое количество уродливой и мертворожденной молоди, что может свидетельствовать о тератогенном или мутагенном эффектах хрома. Сходные результаты получены в ранее проведенных исследованиях [8].

Пороговой, действующей для генераций цериодафний, была концентрация менее 0.017 мгCr/л, а для модельных популяций – 0.17 мгCr/л. Действие хрома в этой концентрации в большей степени сказывалось на выживаемости рачков, в результате чего происходило и снижение численности популяций.

В опытах на генерациях и популяциях обоих видов рачков наблюдали эффект стимуляции. Так, бихромат калия оказывал стимулирующее действие на плодовитость дафний в популяциях. Наиболее значительная стимуляция плодовитости наблюдалась в опытах на генерациях цериодафний в растворах с концентрациями 0.017 и 0.035 мгCr/л. В работах с хромом на популяциях дафний показана ограниченная способность адаптации рачков к токсиканту [8]. В связи с этим не исключено, что в последующем стимуляция сменится угнетением.

По отношению ко многим веществам цериодафнии оказываются более чувствительными, чем дафнии [18]. По отношению к бихромату калия дафнии оказались более чувствительным объектом, чем цериодафнии на модельных популяциях, но не в опытах с генерациями.

При сравнении опытов на генерациях дафний и цериодафний следует отметить, что более крупные размеры дафний позволяют учитывать большее количество показателей. Однако, несмотря на меньшую токсикочувствительность цериодафний в данном случае, их малые размеры и короткий жизненный цикл позволяют проследить действие токсиканта на все параметры популяции, включая и половое размножение. У дафний, более крупных, чем цериодафнии, и в большей степени ограниченных объемами сосудов, численность и биомасса в популяции начинают снижаться еще до того как рачки перейдут к бисексуальному типу размножения.

В табл. 4 сопоставлена чувствительность дафний и цериодафний к действию бихромата калия в разных вариантах испытаний.

Таблица 4. Сравнительная чувствительность *D. magna* и *C. affinis* к действию бихромата калия в разных вариантах испытаний

Вид	Серии генераций			Модельные популяции	
	Пороговая концентрация (мгСг/л)	Поколения F	Лимитирующий показатель	Пороговая концентрация (мгСг/л)	Лимитирующий показатель
Daphnia magna	0.1	F_2 F_3	Выживаемость, размеры плодовитость	0.035	биомасса
Cerodaphnia affinis	<0.017	F_1 - F_3	выживаемость плодовитость	0.17	количество эфиппиумов

Снижение выживаемости и размеров в генерациях *D. magna* происходило при действии растворов с большими концентрациями, чем изменение биомассы в модельных популяциях. У цериодафний пороговые концентрации бихромата для генераций были ниже, чем для популяций. Однако токсический эффект в растворах с пороговыми концентрациями бихромата проявлялся не в исходной, а в последующих генерациях рачков. Это свидетельствует о том, что опыты, проводимые только на исходном поколении рачков, могут не выявить влияния малых

концентраций токсикантов на тест-объекты, реализуемого в условиях более длительного воздействия.

ВЫВОДЫ

1. Эффект бихромата калия на рачков *Daphnia magna* в опыте на поколениях выражался в снижении выживаемости, торможении роста и развития в ювенильный период, а в модельных популяциях – в замедлении прироста биомассы. У *Ceriodaphnia affinis* хром снижал выживаемость в поколениях и угнетал половое размножение в популяциях. Его токсическое действие усиливается в ряду поколений на обоих видах.

2. Дафнии оказались более чувствительными к действию бихромата в модельных популяциях, а цериодафнии – в опыте на генерациях. Минимальные действующие концентрации хрома составили для дафний 0.035 мгСг/л, а для цериодафний – менее 0.017 мгСг/л.

3. Действие пороговых концентраций хрома в опытах на генерациях цериодафний проявлялось с первого поколения. Поэтому для экологического прогноза недостаточно проведения опытов только с исходным поколением.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алымова Т.П.* Влияние малых концентраций фенола нразмножение Daphnia magna Straus.// Лимнология Сев.-Запада СССР. Таллин: 1973. С. 10–11.
2. *Аудулев К.К., Брагинский Л.П.* 1968. Сравнительная оценка токсичности атразина для D. magna на уровне особи в популяции.// Санитарная гидробиология и водная токсикология, т. 2. Рига.
3. *Аудулев К.К., Брагинский Л.П. Буртная И.Л., Горбень Ю.Ю.* Методика количественной оценки эффекта действия токсических веществ на массовые виды планктонных ракообразных на уровнях особи и популяции // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: 1971. С. 143–152
4. *Брагинский Л.П., Бескаравайная В.Д., Щербань Э.П.* Реакции пресноводного фито- и зоопланктона на воздействие

пестицидов // Сер. биологич. Изв. АН СССР. 1979. № 4. С. 599–600.
5. *Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П.* Пресноводный планктон в токсической среде. Киев: Наук. думка, 1987. 180с.
6. *Бузинова Н.С., Исакова Е.Ф.* Опыт эколого-физиологических исследований устойчивости некоторых гидробионтов к факторам среды.// Вопросы сравнительной физиологии и водной токсикологии. Ярославль: 1987. С. 25–34.
7. *Герасимов Ю. Л.* Динамика популяций ветвистоусых ракообразных в модельных экосистемах при воздействии токсикантов. М.: МГУ, 1988.
8. *Исакова Е.Ф., Коломенская Е.Е.* Морфологические отклонения у *Daphnia magna* Straus в поколениях при кратковременном воздействии бихромата калия // Экологические системы и приборы. 2002. № 7, С. 31–34.
9. *Ларин В.Е.* Сравнительное исследование токсического воздействия на модельные популяции и сообщества организмов зоопланктона. М.: МГУ, 1994.
10. *Лебедева Л. И., Козлова Е.И.* Размерно-весовая характеристика живых и фиксированных пресноводных кладоцер.// Гидробиологический журнал, 1968. Т. 5. № 2. С.73–79.
11. *Лесников Л.А.* Разработка нормативов допустимого содержания вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов. // Изв. ГосНИОРХ. 1979. Т. 144. С. 3– 39.
12. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Под ред. О. Ф. Филенко, С. А. Соколовой. М.: ВНИРО, 1998.
13. *Пушкарь И.Г.* Влияние гербицидов пропанида и яланана репродуктивную способность *Daphnia magna* Straus.// Эксперимент. водная токсикология. Рига: “Зинатне”, 1973. Вып. 5. С. 146–151.
14. *Ривьер И.К., Флеров Б.А.* Действие полихлорпимена на некоторые биологические показатели и структуру популяции *Daphnia pulex*.// Экспериментальная водная токсикология. Рига: “Зинатне”. 1973. Вып. 5. С. 117–133.
15. *Ривьер И.К., Флеров Б.А.* Изменение биологических показателей *Daphnia pulex* (de Geer) при воздействиях некоторых токсических веществ // Формирование и контроль качества поверхностных вод. Киев: Наук. думка, 1975. Вып. 1. С. 52–55.
16. *Строганов Н. С.* Методика определения токсичности водной среды.// Методика биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С.14–60.
17. *Трофимова М.Г.* Влияние гербицида банлена на биологические показатели *Daphnia magna* в условиях хронического опыта // Сб. научн. тр. Центр. лаб. охраны природы. 1976. Вып. 4. С. 135–145.
18. *Филенко О.Ф., Дмитриева А. Г., Исакова Е.Ф., Путинцев А.И., Ларин В.Е.* Оценка загрязненности вод р. Волги методами биотестирования. // Анализ окружающей природной среды. Горький, 1990.
19. *Adema D. M.* M. *Daphnia magna* as a test animal in acute and chronic toxity tests // Hydrobiologia. 1978. 59. 125–134.
20. *Barry Michael J.* Influence of chlororganic pestycide on different levels of *Dafnia magna* biologycal organization // Ecotoxicol. And Environ. Safety. 1996. 34. № 3. P. 239– 251.
21. *Dannenberg R.* Comparative toxicological studies employing *Hydra littoralis* and *D. Magna* as test organisms // Dipl.- Arb. Hamburg Univ. (FRG), 1982. 139 p.
22. *Dave G.* Effects of copper on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna* // Comp. Biochem. and Physiol. 1984. 78. № 2. P. 439–443.
23. *Hammers-Wirtz M., and Ratte H.T.* Offspring fitness in Daphnia: is the Daphnia reproduction test appropriate for extrapolating effects on the population level // Environmental Toxicology and Chemistry. 2000. V. 19. № 7. P. 1856–1866.
24. *Kersting K.* Some features of feeding, respiration and energy conversion of *Daphnia magna* // Hydrobiologia. 1978. V. 59. № 2. P. 113–120.

25. *McMahon J. W., Riglor F. H.* Feeding rate of *Daphnia magna* Str. in different foods labelled with radioactive phosphorus // Limnol. and Oceanogr. 1965. V. 10. № 1. P. 105–113.
26. *Parent S., Cheetham R. D.* Effects of acid precipiation on *Daphnia magna* // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1980. V. 25. № 2. P. 298–304.
27. *Roex Erwin W.M., Van Gestel Cornelis A.M., and. e. t.* Rations between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action.// Environmental Toxicology and Chemistry. 2000. V. 19. № 3. P. 658–693.
28. *Wang W.* Chromate ions as a reference toxicant for aquatic phytotoxicity tests // Envir. Toxicol. and Chem. 1987. 6. № 12. P. 953–960.

THE EFFECT OF POTASSIUM BICHROMATE ON GENERATIONS AND MODEL POPULATIONS OF LOWER CRUSTACEANS

Filenko O. F., Isakova E. F., Chernomordina A. V.
Moscow State University, *ofilenko@mail.ru*

This study investigated the effect of potassium bichromate on generations and model populations of crustaceans *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia affinis*. In experiments with the generations the bichromate's effect on *D. magna* manifested itself in a decrease of survival and inhibition of growth and development during the juvenile period, and in the model populations – in a slowdown of biomass growth. The toxicant reduced the survival of *C. affinis* in the generations, and depressed the sexual reproduction in their populations. In the experiments on ceriodafnia generations the effect of chromium threshold concentration upon *C. affinis* manifested itself since the first generation and for both the species its toxic effect was increasing in series of generations. *D. magna* was found to be more sensitive to the effect of bichromate in the model populations, and *C. affinis* – in the generations. The minimal effective concentrations of chromium were 0.035 mg/l for daphnia and less than 0.017 mg/l – for ceriodaphnia.

УДК 574.64:556.555.6

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Томилина И. И.
Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина РАН,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р–н,
i_tomilina@mail.ru

С использованием методов биотестирования определены летальные, сублетальные и недействующие концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов для ракообразных и личинок хирономид, представляющих планктон, нектобентос и бентос. Проведена оценка токсичности донных отложений Верхневолжских водохранилищ. Определены благополучные и неблагоприятные участки грунтов водохранилищ. Установлено, что наибольшим токсическим эффектом обладали грунты Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища, находящегося под техногенным влиянием Череповецкого металлургического комбината.

ВВЕДЕНИЕ

При всей очевидности существования в России проблемы антропогенного загрязнения донных отложений (ДО) и необходимости их эколого-токсикологической оценки, природа масштабы и степень воздействия таких грунтов на водные организмы и экосистемы в целом изучены недостаточно. Сложность компонентного химического состава ДО, разнообразие форм нахождения в них различных химических веществ определяет их важную роль в формировании токсикологической ситуации в водоемах. Загрязненные грунты водоемов, с одной стороны, могут быть прямо токсичны для гидробионтов [25], с другой – содержащиеся в них токсиканты могут накапливаться в бентосных организмах и передаваться по трофическим сетям, аккумулируясь в конечном звене трофической цепи (в рыбах) и создавая непосредственную угрозу здоровью человека [10, 22, 24].

Оценка качества ДО исторически ограничивается определением уровней содержания химических веществ. Несмотря на всю ценность подобной информации, данные химического анализа не позволяют достаточно объективно оценить качество ДО как среды обитания гидробионтов. Выявить опасность для живых организмов загрязняющих веществ, растворенных в воде или адсорбированных в грунтах, можно только с использованием биологических методов.

Одним из перспективных методов оценки антропогенного воздействия является биотестирование, позволяющее констатировать факт наличия токсичности. Особенность биотестирования состоит в том, что оно интегрально оценивает совокупное воздействие вредных факторов на живые организмы и способствует установлению научно-обоснованных безвредных уровней загрязняющих веществ. Биотестирование ДО позволяет получить данные о потенциальной опасности находящихся в них загрязняющих веществ для бентосных организмов и прогнозировать влияние этих веществ на природные сообщества [13, 14].

Цель настоящей работы – выбрать тест-организмы, наиболее адекватно отражающие загрязнение ДО водных экосистем, определить их токсикорезистентность к приоритетным загрязняющим веществам и оценить методами биотестирования состояние грунтов верхневолжских водохранилищ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Для лабораторных экспериментов с дозированным внесением загрязняющих веществ использовали илистый песок с определенными физико-химическими характеристиками (потери при прокаливании – 1%, $C_{общ}$ – 0.8%, $C_{орг}$ – 0.7%, $N_{общ}$ – 0.1%, $P_{общ}$ – 0.06%). Грунт отбирали из незагрязненных природных водоемов окрестностей пос. Борок Ярославской области. При постановке опытов использовали высушенные образцы грунта в целях более точной дозировки токсиканта на единицу веса. До начала эксперимента грунт смачивали в течение 3 суток.

В качестве токсикантов были использованы широко распространенные химические вещества, представляющие значительную опасность для гидробионтов (соли тяжелых металлов ($CuSO_4$, $ZnSO_4$, $Cd(CH_3COO)_2$) и нефть).

Растворы токсикантов готовили непосредственно перед опытом на отстоянной артезианской воде с pH 7.8–8.2, содержанием Ca^{++} около 40 мг/л, содержанием кислорода 6.0–7.5 мг/л и температурой 22$\pm$2°С. Ряд необходимых концентраций получали путем последовательного разведения маточного раствора. Концентрации солей тяжелых металлов рассчитывали по ионам металлов. Загрязнение ДО осуществляли путем внесения металлов в различных концентрациях в водный раствор и постоянном перемешивании растворов с грунтом. Затем грунт оставляли на сутки и после этого определяли его токсичность. В сухой грунт вносили нефть и дизельное топливо и оставляли на двое суток для испарения летучих углеводородов, затем ДО отмывали отстоянной водопроводной водой до исчезновения пленки и оценивали их токсичность.

Острые токсикологические опыты проводили для определения концентрации, вызывающей 50% гибель животных (LC_{50}). Для этого готовили серию (не менее пяти) разбавлений исходных образцов ДО. Исходный грунт с определенной концентрацией загрязняющего вещества разбавляли чистым в разных соотношениях.

Для токсикологических исследований отбирали верхний слой грунта (0–10 см) дночерпателями ДСЧ-100, ДСЧ-250. В качестве орудия сбора проб на плотных грунтах литорали озер использовали пневматический дночерпатель Мордухай-Болтовского. До начала тестирования пробы хранили в холодильнике при температуре +2 – +4°С не более 14 суток. Район полевых исследований включал верхневолжские водохранилища (Иваньковское, Угличское, Рыбинское и Горьковское).

В качестве тест-организмов в работе были использованы ветвистоусый рачок *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg, амфиподы *Hyalella azteca* Saussure и *Gmelinoides fasciafus* Stebbing, личинки комаров *Chironomus riparius* Meigen. Выбор объектов объясняется простотой культивирования и неприхотливостью их содержания в лабораторных условиях.

Для оценки токсичности использовали водную вытяжку донных отложений (ВВДО) и цельный грунт. Токсичность водорастворимой составляющей комплекса загрязняющих веществ в донных отложениях определяли при помощи тестирования ВВДО. Для ее приготовления 1 объемную часть грунта и 4 части отстоянной водопроводной воды (обычно используемое соотношение) [17, 20, 21] интенсивно перемешивали в течение 1 ч, отстаивали и центрифугировали в течение 20 минут на центрифуге РС-6 при 2000 об/мин [5, 8]. Методика определения токсичности водной вытяжки основана на установлении различий между выживаемостью рачка *C. affinis* в водной вытяжке загрязненного и незагрязненного (контрольного) грунта. Критерий токсичности – гибель более 20% особей за 7 дней и достоверное снижение репродуктивных показателей за тот же период [23].

Токсичность цельного грунта оценивали с помощью бентосных организмов амфипод *Hyalella azteca* и *Gmelinoides fasciatus* и личинок комара *Chironomus riparius* [7, 11, 19]. Регистрируемые показатели – выживаемость и темп роста амфипод в анализируемых грунтах за 14 и 28 суток; выживаемость, изменение линейных размеров личинок хирономид после 14-ти и 28-суточной экспозиции, сроки и количество вылетевших взрослых комаров после 28-суточной экспозиции.

В ходе опытов поддерживали оптимальные условия среды: температура 22±2°С, рН 7.8–8.0, содержание кислорода 6.0–7.5 мг/л. Контролем во всех экспериментах служили интактные тест-организмы, содержащиеся в лабораторных условиях.

Данные представляли в виде средних значений и границ доверительных интервалов. Расчет величины LC_{50} проводили с использованием пробит-анализа [6] и апробированного для гидробионтов метода Г.Т.Фрумина [16]. Статистическую обработку данных проводили с использованием пакета программ "Statistica", версия 5.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Лабораторные эксперименты. В природных условиях выявить влияние на гидробионтов отдельных, связанных с ДО загрязняющих веществ, достаточно трудно, так как загрязнение носит интегральный характер. Кроме того, в водоемах на среду обитания могут действовать и другие факторы, не относящиеся к загрязнению. Поэтому возникает необходимость в экспериментальном изучении влияния загрязненных ДО на тест-объекты, при котором выявляются виды с разной толерантностью к загрязняющим веществам. Интерес к чувствительным видам продиктован установлением предельно-допустимых

концентраций, к токсикорезистентным – их ролью в миграции токсикантов по трофической цепи [18].

Таблица 1. Токсикологические параметры тест-объектов, используемых для целей биотестирования

Тест-объект	Токсикант	$LC_{50}^{48\text{-час}}$, мкг/г сухой массы	$LC_{50}^{14\text{ сут}}$, мкг/г сухой массы	Диапазон сублетальных концентраций мкг/г сухой массы	Наиболее чувствительная тест-реакция
Ceriodaphnia affinis	Cd^{++}	8.0±0.3	10.9±3.2	0.4–5.0	плодовитость
	Zn^{++}	27.3±1.7	–	–	–
	Cu^{++}	10.2±0.6	34.8±7.6	5.0–50.0	выживаемость
	нефть	25.7±1.0	14.5±1.4	0.04–1.25	плодовитость
Hyalella azteca	Cd^{++}	4.4±0.3	3.8±0.3	0.4–2.6	изменение размеров тела
	Zn^{++}	24.1±1.5	–	–	–
	Cu^{++}	7.1±1.0	12.7±1.7	5.0–25.0	изменение размеров тела
	нефть	21.4±2.4	0.23±0.1	0.06–0.17	-"-
Gmelinoides fasciatus	Cd^{++}	6.5±0.4	5.4±0.7	0.4–3.0	изменение размеров тела
	Zn^{++}	19.6±1.2	–	–	–
	Cu^{++}	11.8±0.4	14.3±1.8	5.0–30.0	-"-
	нефть	22.5±1.7	1.3±0.5	0.06–0.23	-"-
Chironomus riparius	Cd^{++}	7.4±0.6	2.8±0.7	0.4–2.0	вылет имаго
	Zn^{++}	52.4±2.0	–	–	–
	Cu^{++}	18.8±0.4	14.5±2.5	5.0–30.0	изменение размеров тела
	нефть	21.3±1.5	15.2±1.6	0.1–10.0	-"-

Острые токсикологические опыты проводили для определения величин 48-ми часовых LC_{50} модельных токсикантов для исследуемых видов, обитающих в разных биотопических условиях (табл. 1).

Учитывая место обитания тест-организмов, можно предположить, что на цериодафний в большей степени будут влиять лишь водорастворимые компоненты загрязняющих веществ в грунте. На представителей нектобентоса (*H. azteca и G. fasciatus*) не исключено как воздействие загрязняющих веществ, находящихся в ДО, так и перешедших в воду компонентов.

Хронические исследования проводили для определения порогового уровня негативного действия загрязненных токсическими веществами (кадмий и нефтепродукты) ДО на гидробионтов и поиска легко фиксируемых сублетальных изменений. По результатам хронических опытов с загрязненными нефтью и солями меди ДО наибольшую устойчивость из донных беспозвоночных проявили личинки хирономид *Chironomus riparius* и амфиподы *Gmelinoides fasciatus*. Наименее устойчивые – амфиподы *Hyalella azteca*. Наиболее чувствительные показатели: выживаемость и плодовитость цериодафний, изменение линейных размеров тела амфипод и личинок хирономид, процент вылета взрослых комаров.

Таблица 2. Максимально-переносимые концентрации загрязняющих веществ в донных отложениях

Вещество	Вид	Концентрация, мкг/г сухой массы
$CdSO_4$	*Chironomus riparius*	2.0
	Hyalella azteca	1.4
	Gmelinoides fasciatus	2.8
Нефтепродукты	*Chironomus riparius*	20
	Hyalella azteca	80
	Gmelinoides fasciatus	400

Эксперименты по хроническому воздействию токсикантов позволили установить максимально-переносимые концентрации кадмия и нефтепродуктов, связанных с ДО (табл. 2).

Уровни содержания исследованных веществ, определенные аналитическими методами и превышающие недействующие концентрации, свидетельствуют о потенциальной токсичности таких грунтов на бентосные организмы.

Полевые исследования. Обилие и разнообразие водных объектов на территории России практически исключает возможность их полного и комплексного обследования. Применение методов биотестирования ДО представляется перспективным для рекогносцировочной оценки экологического благополучия водоемов. Для оценки интегральной токсичности ДО были выбраны верхневолжские водохранилища, испытывающие антропогенное воздействие различной силы.

Определена токсичность ВВДО и цельного грунта верхневолжских водохранилищ (Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское). При биотестировании вытяжки грунтов всех 4-х обследованных водохранилищ у цериодафний наблюдали примерно одинаковые средние значения плодовитости (5.9–6.4). Наименьшей хронической токсичностью обладали ВВДО Иваньковского водохранилища (17% случаев), тогда как хроническая токсичность ДО Угличского, Рыбинского и Горьковского водохранилищ проявлялась соответственно в 50, 51, 33% случаев (табл. 3).

Хроническая токсичность вытяжки обнаружена в пробах станций нижний бьеф Иваньковской ГЭС и верхний бьеф Угличской ГЭС (Угличское водохранилище). За весь период наблюдений (199–1997 гг.) плодовитость цериодафний при 7-суточном экспонировании в водной вытяжке грунта, отобранного на ст. верхний бьеф Угличской ГЭС, составляла 7.6–40% от контроля.

В Рыбинском водохранилище отмечены станции, на которых регистрировали токсичность ДО для *Ceriodaphnia affinis* в течение всего периода наблюдений (1992–1999). Наиболее неблагополучным был район, расположенный в зоне влияния Череповецкого металлургического комбината. Это станции р. Серовка, устье рек Ягорба, Кошта, Суда, Кабачино, Торово. На первой наблюдалась 70–100% гибель тест-организмов, на остальных регистрировали снижение плодовитости до 3–40% от контрольных значений. Отобранные на станциях Мякса, Любец ДО оказывали хроническое токсическое действие, подавляя плодовитость цериодафний на 60–80%. В Горьковском водохранилище выявлен участок, неблагополучный по токсикологическим показателям ДО в районе г. Рыбинска. Пробы, отобранные в устье р. Черемухи (1994–1996 гг.) и у водозабора кабельного завода (1992–1996 гг.) оказывали хроническое токсическое действие. Сильное загрязнение регистрировали на станциях ниже г. Ярославля в районе нефтеперерабатывающего завода (1993, 1997 гг.), где наблюдали 100% гибель цериодафний и полное отсутствие их воспроизводимости, т.е. ВВДО была высокотоксична.

Таблица 3. Токсичность донных отложений водохранилищ Верхней Волги

Водохранилища	Водная вытяжка донных отложений (тест-объект *Cerioodaphnia affinis*)		Цельный грунт (тест-объект *Chironomus riparius*)	
	Среднее количество молоди на 1 самку	% станций с хронической токсичностью	Средняя длина личинок, мм	% станций с хронической токсичностью
Иваньковское	6.4±2.1	17	6.4±0.4	100
Угличское	5.9±1.6	50	10.6±0.7	37
Рыбинское	5.7±2.2	51	11.4±0.7	29
Горьковское	6.2±1.4	33	8.5±0.5	70
Контроль	11.7±4.8	–	12.2±0.5	–

Биотестирование цельного грунта всех 4-х обследованных водохранилищ показало, что наименьшей хронической токсичностью обладали ДО Рыбинского (29% случаев) и Угличского водохранилищ (37%), тогда как хроническая токсичность цельного грунта Иваньковского и Горьковского водохранилищ проявлялась соответственно в 100 и 70 % случаев (табл. 3). Самые загрязненные – ДО Иваньковского водохранилища, которые вызывали снижение линейных размеров тела личинок хирономид в 2 раза и задерживали вылет имаго на 30% по сравнению с контрольными грунтами. По-видимому, это объясняется тем, что в грунтах Шошинского плеса и Мошковичского залива Иваньковского водохранилища (район к г. Конаково) обнаружены высокие концентрации тяжелых металлов: Cu, Cr, Cd и Hg [3]. По данным других авторов [4] высокое содержание тяжелых металлов было в районе д. Корчева. В ДО Иваньковского водохранилища зарегистрировано превышение допустимых уровней содержания тяжелых металлов для Cu, Cd, Ni, Cr и Zn. В пробах, отобранных в зоне перемешивания Иваньковской и Угличской ГЭС и вблизи городов Кимры и Калязин (Угличское водохранилище), линейные размеры личинок хирономид также достоверно отличались от контроля, вылет имаго снижался на 20–25%.

Качество грунтов Рыбинского водохранилища на исследованных станциях было неоднородным. Стойкая зона хронического загрязнения зарегистрирована на протяжении всего периода наблюдений (1992–1999 гг.) на станциях, расположенных в Шекснинском плесе в зоне влияния Череповецкого промышленного узла. Гибель тест-объектов (*Chironomus riparius, Hyalella azteca*) достигала 40–100% за 48ч. Экспонирование личинок хирономид в ДО, отобранных на станциях р. Серовка, Кабачино, Торово, устья рек Ягорба, Кошта и Суда, вызывало нарушения их развития: задерживался вылет имаго, комары визуально были мельче и выходили с поврежденными конечностями, кровоизлияниями в области брюшка и головной капсулы. Для ДО Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища зарегистрировано превышение допустимого содержания тяжелых металлов (например, на станции р. Серовка, расположенной в непосредственной близости от места поступления стоков Череповецкого металлургического комбината: по Cd и Zn в 11.8, Cu – 6.5, Pb – 2.7 раз) [9]. На станциях устье р. Суда и р. Ягорба уровни содержания полиароматических углеводородов (ПАУ) были близки к допустимому уровню, а полихлорированных бифенилов (ПХБ) соответственно в 7 и 10 раз его превышали. ДО р. Серовки сильно загрязнены как ПАУ (превышение допустимого уровня в 7 раз), так и ПХБ (превышение в 107 раз). На станциях р. Суда, р. Ягорба и р. Серовка наблюдали превышение допустимого содержания остаточных количеств ДДТ [9]. Отмечена корреляционная зависимость между плодовитостью цериодафний и суммарным содержанием ПХБ в ДО ($r = -0.73$, $p<0.07$). Установлено, что хроническая токсичность твердой фазы ДО, оцениваемая по изменению длины тела амфипод *Hyalella azteca*, на 78% определяется суммарным содержанием ПХБ и ПАУ.

В Горьковском водохранилище наиболее сильно загрязнен речной участок: от г. Рыбинска до пос. Красный Профинтерн.

Пробы, отобранные в устье р. Черемухи и в районе водозабора кабельного завода (район г. Рыбинска), оказывали хроническое токсическое действие (средняя длина личинок хирономид снижалась на 10–40%). Сильное загрязнение регистрировали на станциях ниже г. Ярославля в районе нефтеперерабатывающего завода, где наблюдали 100% гибель тест-организмов.

Таким образом, использование методов биотестирования позволило оценить экологическую опасность загрязненных ДО как для планктонных, так и для бентосных организмов. Показано, что загрязнение носит локальный характер. Зоны высокой токсичности грунтов сконцентрированы вблизи городов и промышленных центров. Наибольшим токсическим эффектом обладали ДО Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища, который подвергается интенсивному загрязнению Череповецким промышленным узлом. Грунты Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища содержат загрязняющие вещества в концентрациях, превышающих допустимые уровни содержания и оказывают токсическое действие на гидробионтов. Акватория в районе Череповецкого промузла загрязняется постоянно и интенсивно, о чем свидетельствует высокая токсичность как водной вытяжки, так и цельного грунта на протяжении всего периода наблюдений (1992–1999 гг.).

Токсичность ДО, корреляционные связи между содержанием загрязняющих веществ и токсичностью свидетельствуют об экологических эффектах загрязнения лишь с известной долей вероятности. Поскольку популяционно-биоценотические показатели (изменение биомассы популяций бентосных организмов, снижение численности отдельных групп и т.п.) определяются как антропогенным воздействием, так и естественными факторами, то только сопоставление результатов биотестирования с геохимическими и гидробиологическими данными позволит наиболее информативно и комплексно оценить качество ДО. Использование триадного подхода при определении качества грунтов не отменяет систему аналитических методов контроля, а дополняет ее биологическими показателями, тем самым, позволяя количественно характеризовать состояние экосистемы на уровне сообществ [17]. Обобщенные результаты изучения состояния ДО Верхневолжских водохранилищ по

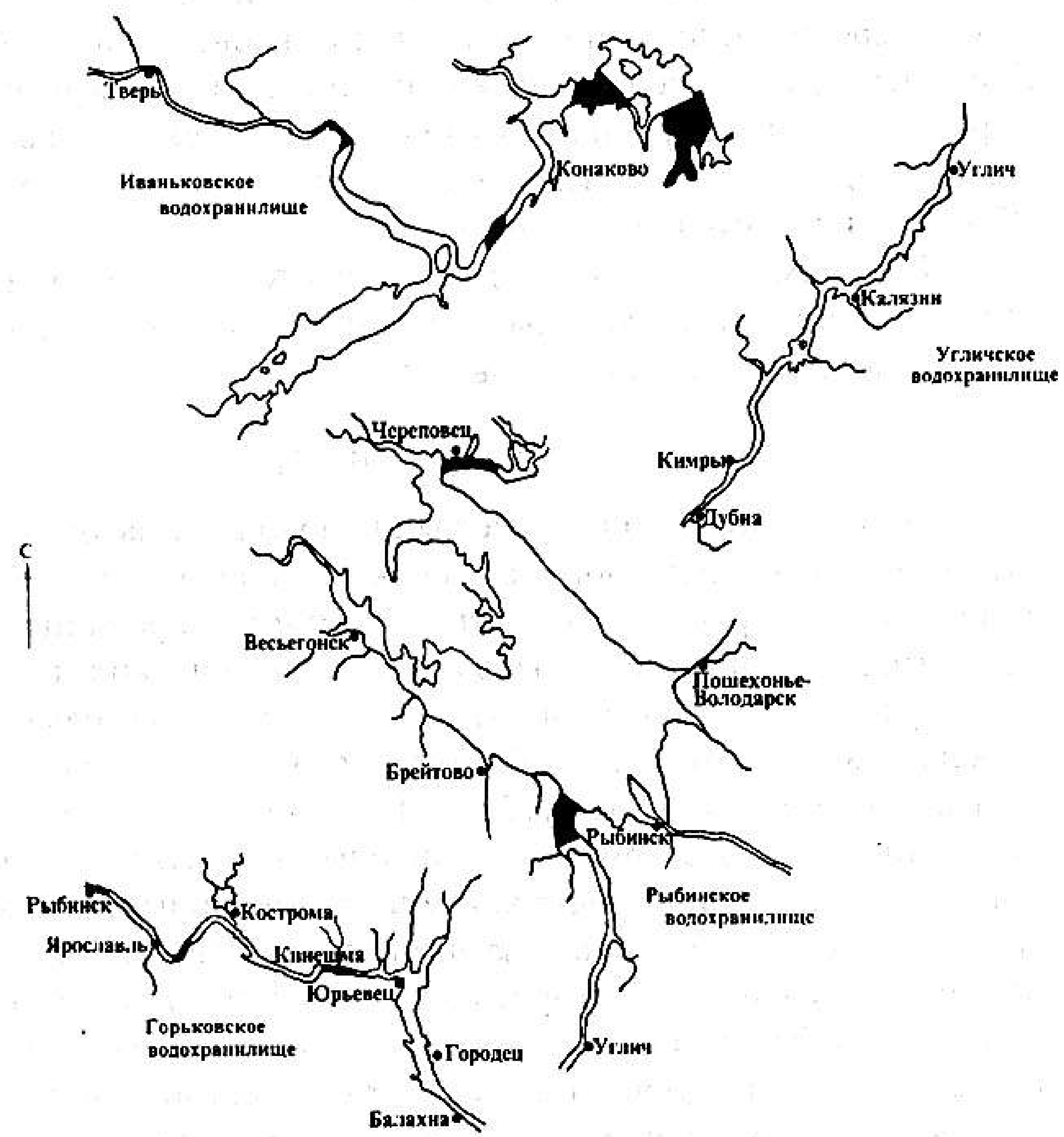


Рис.1. Карта-схема расположения районов неблагополучного состояния (заштрихованная область) донных отложений Верхневолжских водохранилищ.

каждому компоненту триады (уровни содержания загрязняющих веществ, полевые исследования структуры сообществ бентосных организмов, изучение биологических реакций тест-организмов на природные ДО с тем набором загрязняющих веществ, который уже существует в водоеме) представлены ранее [1, 2].

Использование триадного подхода позволило выявить, что среди Верхневолжских водохранилищ наиболее неблагополучным состоянием характеризуются грунты 9 станций из 42 (22.0%), из них четыре станции расположены в Иваньковском водохранилище (Юрьевское, Свердлово, Корчева и Липня), три – в речной части Горьковского водохранилища (ниже г. Рыбинска, у пос. Красный Профинтерн и г. Юрьевец), две – в Рыбинском водохранилище (Коприно и в черте г. Череповца) (рис. 1).

Хорошим состоянием характеризуются 11 станций (27 %), из них 10 станций расположены в Рыбинском водохранилище и одна (ниже г. Костромы) – в Горьковском.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ современного состояния проблемы загрязнения ДО и существующих подходов к оценке экологической опасности загрязненных грунтов показал, что биотестирование является эффективным средством выявления экологических последствий загрязнения. Токсикологическая оценка грунтов базируется на использовании метода биотестирования. Однако анализ существующих методов [12, 15] и настоящее исследование показали, что все они не лишены недостатков. Так, при приготовлении водной вытяжки может уменьшиться токсический эффект за счет устранения загрязняющих веществ, связанных с частицами грунта. Тестирование цельного грунта позволяет получить общую оценку токсичности, поэтому для оценки качества ДО предпочтительнее метод тестирования цельного грунта. Использование методов биотестирования позволяет прогнозировать воздействие всего комплекса соединений в ДО на природные сообщества лишь с известной долей вероятности. Для более адекватной оценки неблагоприятного воздействия токсических веществ, аккумулированных в ДО, критерием качества среды обитания гидробионтов должно быть наряду с определением уровня содержания загрязняющих веществ и оценка состояния биоты водоема.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баканов А.И., Гапеева М.В., Томилина И.И.* Оценка качества донных отложений водохранилищ Верхней Волги с использованием элементов триадного подхода // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 102–110.
2. *Баканов А.И., Гапеева М.В., Гребенюк Л.П., Ершов Ю.В., Томилина И.И.* Оценка качества донных отложений водохранилищ Верхней Волги в пределах ярославской области // Биол. внутр. вод. 2000. № 4. С. 163–174.
3. *Виноградов П.В., Медянкин А.В., Кривицкий С.Я.* Основные источники загрязнения и состояние санитарной охраны открытых водоемов Тверской области // Охрана и рациональное использование природных ресурсов Верхневолжья. Тверь. Изд–во Тверского государственного университета. 1991. С. 51–54.
4. *Гапеева М.В., Законнов В.В.. Гапеев А.А.* Локализация и распределение тяжелых металлов в донных отложениях Верхней Волги // Водные ресурсы.1997. Т. 24. № 2. С. 174–180.
5. *Комов В.Т., Томилина И.И.* Токсичность донных отложений озер Северо–Запада России: влияние закисления и тяжелых металлов // Биол. внутр. вод. 1999. № 1–3. С. 139–145.
6. *Лакин Г.Ф.* Биометрия. М.: Высшая школа. 1973. 343 с.
7. *Томилина И.И.* Эколого–токсикологическая характеристика донных отложений водоемов Северо–Запада России. Автореф. дис. … канд. биол. наук. Борок. 2000. 21 с.
8. *Томилина И.И., Комов В.Т.* Оценка токсичности грунтов озер Дарвинского заповедника // Информ. бюлл. Биология внутренних вод. 1996. № 100. С. 62–65.
9. *Флеров Б.А., Томилина И.И., Кливленд Л., Баканов А.И., Гапеева М.В.* Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2000. № 2. С. 148–155.
10. *Ankley G.T., Cook P.M., Carlson A.R., Call D.J., Swenson J.A., Corcoran H.F., Hoke R.A.* Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory

and field studies // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1992. V. 49. P. 2080–2085.

11. *Burton G.A., Norberg-King T.J., Ingersoll C.G., Ankley G.T., Winger P.V. et al.* Interlabortory study of precision: *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* freshwater sediment toxicity assay // Environ. Toxicol. Chem. 1996. V. 15. P. 1057–1066.
12. *Burton G.A.Jr., Stemmer B.L., Winks K.L.* A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waukegen and Indiana harbors // Environ. Toxicol. Chem. 1989. V. 8. P. 1057–1065.
13. *Canfield T.J., Dwyer F.J., Fairchild J.F., Haverland P.S., Ingersoll C.G., Kemble N.E., Mount N.E., La Point T.W., Burton G.A., Swift M.C.* Assessing Contamination in Great Lakes Sediments Using Benthic Invertebrate Communities and the Sediment Quality Triad Approach // J.Great Lakes Res. 1996. V. 22. № 3. P. 565–583.
14. *Chapman P.M., Brinkhurst R.O.* Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution // Hydrobiologia. 1984. V. 115. P. 139–144.
15. *Edmunds W.M., Bath A.H.* Centrifuge extraction and chemical analysis of interaction and chemical analysis of intersititial waters // Environ. Sci. Technol. 1976. V. 10. P. 467–472.
16. *Frumin G.T., Chuiko G.M., Pavlov D.F., Menzykova O.V.* New rapid to evaluate the median effect concentrations of xenobiotics in hydrobions // Bull. Environ.Contam. Toxicol. 1992. V. 49. P. 361–367.
17. *Giesy J.P., Graney R.L., Newsted J.L., Rosiu C.J., Benda A., Kreis Jr.R.G., Horvath F.J.* Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit River Sediments // Environ. Toxicol. Chem. 1988. V. 7. P. 483–498.
18. *Hall D.J., Cooper W.E., Werner E.E.* An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities // Limnol. Oceanogr. 1970. V. 15. P. 839–928.
19. *Ingersoll C.G., Nelson M.K.* Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera)// Aquatic Toxicology and Risk Assessment: Thirteen Volume, American Society for Testing and Materials STP 1096. Philadelphia, 1990. P.93–109.

20. *Ingersoll C.G., Haverland E.L., Brunson E.L., Canfield T.J., Dwyer F.J., Henke C.E., Kimble N.E., Mount D.R., Fox R.G.* Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius* // J. Great Lakes Res. 1996. V. 22. № 3. P. 602–623.
21. *Lamberson J.O.* Swarts R.C. Spiked–sediment toxicity test approach // Sediment classification methods compendium EPA 823–R92–006. 1992. Washington D.C. P.4.1–4.10
22. *Mac M.J., Schmitt C.J.* Sediment bioaccumulation testing with fish // Sediment Toxicity Assessment (ed. G.A.Burton). 1992. Boca Raton. Fl:Lewis. P. 295–311.
23. *Mount D.I., Norberg T.J.* A seven–day life–cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. V. 3. P. 425–434.
24. *Nebeker A.V., Griffis W.L., Wise C.M., Hopkins E., Barbitta J.A.* Survival, reproduction and bioconcentration in invertebrates and fish exposed to hexachlorbenzene // Environ. Toxicol. Chem. 1989. № 8. P. 601–611.
25. *Swartz R.C., Schults D.W. Ditsworth G.R., DeBen W.A.* Toxicity of sewage sludge to *Rhepoxynius abronius*, a marine amphipod // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1984. V. 13. P. 207–216.

TOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF BOTTOM SEDIMENTS QUALITY IN THE UPPER VOLGA RESERVOIRS

Tomilina I.I.
I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, RAS
152742 Borok, Nekouz, Yaroslavl, *i_tomilina@mail.ru*

Using the bioassay methods the determination was made of lethal, sublethal and ineffective concentrations of heavy metals and oil products for crustaceans and chironomid larvae representing plankton, nectobenthos and benthos. Assessment of the toxicity of bottom sediments in the Upper Volga reservoirs was made. Areas with relatively clean and polluted sediments were determined for the reservoirs. It was determined that sediments from the Sheksna reach of Rybinsk reservoir subjected to the impact of Cherepovets metallurgical plant had the most toxic effect.

УДК 574.64.(285.2)(47)

КАТИОННЫЕ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНЫЕ ВЕЩЕСТВА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ДНЕПРОВСКОГО КАСКАДА В 1990–1996 ГГ.

Калениченко К.П., Брагинский Л.П.
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев
04210, г. Киев–210, пр. Героев Сталинграда, 12,
hydrobiol@igb.com.ua

В работе приведены многолетние данные о содержании катионных поверхностно активных веществ в водохранилищах днепровского каскада после аварии на Чернобыльской АЭС. Показано превышение их предельно допустимых концентраций в Киевском водохранилище в 20–40 раз.

ВВЕДЕНИЕ

В процессе ликвидации последствий Чернобыльской аварии на территориях, прилегающих к Киевскому водохранилищу и подвергавшихся радиоактивному загрязнению в период выпадения радиоактивных аэрозолей четвертого блока Чернобыльской АЭС, для дезактивации почв были широко применены препараты, содержащие катионные поверхностно активные вещества (КПАВ).

Эти вещества широко используются для дезактивации воды на водопроводных станциях (применялись, в частности, четвертичные аммониевые соли) [9], а также в качестве диспергантов нефти и различных пестицидов [10].

В общем комплексе мониторинговых исследований на Киевском, а затем и на нижерасположенных водохранилищах днепровского каскада, осуществлявшихся Институтом гидробиологии НАН Украины как в острый период аварии (1986 г.), так и продолжительное время после нее, в течение первой половины 90-х гг. XX века, в воде водохранилищ определяли анионные и катионные поверхностно-активные вещества (ПАВ). Такие мониторинговые исследования ранее никем специально не проводились.

В настоящем сообщении представлены основные результаты по содержанию ПАВ в воде водохранилищ днепровского каскада, главным образом, Киевского и Каневского, непосредственно прилегающих к зоне Чернобыльской АЭС.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пробы для анализов воды поверхностных и придонных горизонтов отбирали батометром с борта экспедиционных судов Института гидробиологии НАН Украины (“Академик Вернадский”, “Студент”) в вегетационные периоды 1990–1995 гг. на станциях сбора гидрохимических и гидробиологических проб.

Всего собрано и проанализировано 96 проб: в 1990 г. – 34, 1993 г. – 22, 1994 г. – 28, 1995 г. – 12 . Пробы фиксировали хлороформом (1 мл на 300 мл пробы).

Как показали исследования, методика определения анионных поверхностно-активных веществ (АПАВ) с индикатором азур-1 более чувствительна, чем стандартная с метиленовым синим. В дальнейшем АПАВ определяли по этой методике [3]. Для определения КПАВ за основу взята методика обратного титрования АПАВ [21] с применением этого же индикатора [4].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание АПАВ в воде исследованных водохранилищ на протяжении всего периода наблюдений существенно не превышало ПДК или было ниже его. Поэтому можно полагать, что их присутствие не было связано с влиянием каких-либо мероприятий, проводившихся в период аварии, а отражает лишь локальное влияние местных факторов – таких как сброс городских сточных вод, появление ПАВ биогенного происхождения и т.п. В связи с этим содержание АПАВ далее не рассматривается.

Существенно иная картина наблюдалась в отношении КПАВ. Основные данные по днепровскому каскаду водохранилищ в целом представлены в табл.1, из которой видно, что содержание КПАВ на различных участках Киевского водохранилища превышало рыбохозяйственные ПДК (0.012 мг/л) от 3.33 до 19.16 раз [1], причем не только в поверхностных, но и в придонных слоях воды.

Таблица 1. Содержание КПАВ в воде водохранилищ Днепровского каскада (август 1990 г.)

Участки водохранилищ и станции отбора проб	Диапазон концентраций КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз
1	2	3
Киевское водохранилище		
Верховье		
устье р. Припять	0.12 – 0.14 / 0.04 – 0.10	10.00 – 11.66 / 3.33 – 8.33
Средняя часть		
зона р. Тетерев	0.06 – 0.19 / 0.05 – 0.13	5.00–15.83 / 4.16–10.83
Нижняя часть		
у с. Лебедовка, с. Глебовка	0.14 – 0.23 / 0.05 – 0.07	11.66 – 19.16 / 4.16 – 5.83
у г. Вышгород	0.12 / –	10.00 / –
нижний бьеф	0.10 / –	8.33 / –
Каневское водохранилище		
Верховье		
рр. Стугна, Красная	0.07 – 0.15 / 0.15	5.83 – 12.50 / 12.50
Средняя часть		
у г. Ржищев, с. Григоровка	0.03 / –	2.50 / –
Нижняя часть		
приплотинная зона	0.18 – 0.21 / –	15.00 – 17.50 / –
нижний бьеф	0.08 / –	6.66 / –
Кременчугское водохранилище		
Верховье		
траверс р. Рось	0.05 / –	4.66 / –
Средняя часть		
ниже г. Черкассы, с. Худяки	0.06 – 0.08 / –	5.00 – 6.66 / –
Нижняя часть		
устье р. Сулы	0.21 / –	17.50 / –
у г. Градижск	0.28 / 0.07	23.33 / 5.83
приплотинная зона	– / 0.82	– / 68.88

Участки водохранилищ и станции отбора проб	Диапазон концентраций КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз
1	2	3
нижний бьеф	0.35 / –	29.16 / –
Днепродзержинское водохранилище		
Верховье		
ниже г. Кременчуга	0.16 / 0.12	13.33 / 10.00
ниже р. Псел	0.03 – 0.10 / –	2.50 – 8.33 / –
устье р. Ворскла	0.03 / –	2.50 / –
Нижняя часть		
шлюз	0.05 / –	0.06 / –
нижний бьеф	0.03 / –	2.50 / –
Запорожское водохранилище		
Средняя часть		
Устье р. Самара	– / 0.1	– / 8.33
у г. Днепропетровск	0.06 / –	5.00 / –
Устье		
рр. Мокрая Сура, Вороная	0.05 – 0.08 / –	4.16 – 6.66 / –
Каховское водохранилище		
Верхняя часть		
у сс. Лысая Гора, Разумовка	0.03 – 0.08 / –	2.50 – 6.66 / –
Средняя часть		
у гг. Никополь, Энергодар	0.03 – 0.17 / –	2.50 – 14.16 / –
Нижняя часть		
у г. Каховка, с. Берислав	0.03 – 0.24 / –	2.50 – 20.00 / –
верхний бьеф	0.14 / –	11.66 / –
нижний бьеф	0.15 / –	12.50 / –

Горизонты отбора проб: над чертой – поверхность;
под чертой – придонный слой.

Значительное превышение КПАВ наблюдалось и в водах Каневского, а также в отдельных зонах Кременчугского водохранилищ. Максимальная во всем каскаде концентрация отмечена в приплотинной зоне Кременчугского водохранилища (0.82 мг/л или 68.3 ПДК) и в его нижнем бьефе, что свидетельствует о сносе токсикантов и их концентрировании в приплотинных водах. По-видимому, Кременчугское водохранилище в данной ситуации выступает как отстойник КПАВ, хотя и в нижележащих водохранилищах (Днепродзержинском, Запорожском и Каховском) их содержание было повышенным (до 10–14 ПДК), но определенную роль в этих водохранилищах, загрязненных промышленными стоками, могли сыграть локальные источники загрязнения от гг. Днепродзержинска, Днепропетровска, Запорожья и Никополя. Притоки Днепра – р. Сула и р. Псел – приносят со своим стоком и КПАВ. В последующие годы особенно интенсивное повышение концентрации КПАВ происходило в Каневском и Киевском водохранилищах.

В период 1993–1995 гг. в Каневском водохранилище содержание КПАВ увеличивалось и достигло максимума в 1994 г. (табл. 2). Наибольшие концентрации зарегистрированы в районе г. Переяслав – Хмельницкого (залив, 0.36 мг/л или 12.50 ПДК) и с. Триполье (правый берег, 0.15 мг/л или 30.0 ПДК). Притоки Днепра – р. Лыбедь (0.22 мг/л или 18.33 ПДК) и р. Стугна (0.32 мг/л или 26.67 ПДК) – также несли КПАВ в Днепр, т.е. в Каневском водохранилище отмечено превышение ПДК в 10–18 раз (максимально – в 30 раз).

В Киевском водохранилище ситуация, в общем, была сходной (табл. 3). За три года отмечены очень высокие концентрации КПАВ. Так, в 1993 г. максимальная величина (0.31мг/л) наблюдалась в районе с. Лютеж (25.83 ПДК). В Тетеревской "ловушке" (специально вырытом углублении для стока взвеси радионуклидов) в 1993 г. содержание КПАВ составляло 0.16 мг/л или 13.33 ПДК, а в 1994 г. их было больше – 0.18 мг/л или 15.00 ПДК. Зона острова Домонтов является отстойником воды из р. Припять. Так, в 1993 г. там было 0.22 мг/л КПАВ (18.22 ПДК), 1994 г. – уже 0.26 мг/л или 21.87 ПДК, а в 1995 г. – 0.47 мг/л или 39.17 ПДК.

Таблица 2. Содержание КПАВ в водах Каневского водохранилища

Станции	октябрь 1993 г.		август 1994 г.		сентябрь 1995 г.	
	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз
у г. Киев, выше Бортнической станции аэрации	0.06	6.66	0.16	13.33	–	–
у г. Киев, ниже Бортнической станции аэрации	0.27	22.50	0.14	11.67	–	–
у с. Вишеньки	0.02	1.67	0.05	4.17	0.18	15.00
р. Лыбедь	–	–	0.22	18.33	–	–
р. Козинка	0.03	2.50	0.02	1.67	–	–
у с. Триполье левый берег	–	–	0.10	8.33	–	–
у с. Триполье правый берег	0.00	0.00	0.15	12.50	–	–
у с. Халепье	–	–	0.09	7.50	–	–
у с. Стайки	0.00	0.00	0.08	6.66	–	–
р. Стугна	0.00	0.00	0.32	26.67	–	–
р. Красная	0.00	0.00	0.08	6.66	–	–
г. Ржищев, русло	0.03	2.50	0.16	13.33	0.14	11.67
у г. Переяслав–Хмельницкий, русло	0.06	5.00	0.19	15.83	0.22	18.33
у г.Переяслав–Хмельницкий, залив	–	–	0.36	30.00	0.12	10.00
у с. Бучаки	0.18	15.00	0.02	5.00	0.16	13.33
приплотинная часть, левый берег	0.24	20.00	0.06	5.00	0.16	13.33

Таблица 3. Содержание КПАВ в водах Киевского водохранилища

Станции	октябрь1993 г.		август 1994 г.		сентябрь 1995 г.	
	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз
у г. Вышгород, правый берег	0.17	14.17	0.13	10.83	–	–
у г. Вышгород, левый берег	0.21	17.50	0.13	10.83	0.18	15.00
у с. Лебедевка, левый берег	0.15	12.50	0.11	9.17	–	–
у с. Лютеж	0.31	25.83	0.12	10.00	–	–
у с. Глебовка	0.13	10.83	0.19	15.83	0.37	30.83
вход в залив Тетеревский	0.21	17.50	0.14	11.67	–	–
у Тетеревской "ловушки"	0.16	13.33	0.18	15.00	–	–
у о. Домонтов	0.22	18.22	0.26	21.67	0.38	31.67
устье р. Припять	0.10	8.33	0.32	26.67	0.47	39.17
междуречье р.р. Днепр и Припять	0.00	0.00	0.05	4.16	0.21	17.50
у с. Нижние Жары	0.09	7.50	0.10	8.33	0.13	10.83
Сбросной канал Чернобыльской АЭС	–	–	0.23	19.17	–	–

8 Заказ 3770

В целом наблюдался рост концентраций КПАВ, достигший максимума в 1995 г. Так, в 1993–1994 гг. содержание КПАВ составляло 0.16 мг/л (13.61 ПДК), а в 1995 г. оно достигло уже 0.29 мг/л (24.16 ПДК). Такое интенсивное накопление КПАВ свидетельствует, что в течение первой половины 90-х гг. XX столетия происходило вымывание этих веществ из прилегающих к Киевскому водохранилищу почв и последующий их снос через плотину Киевской ГЭС в Каневское водохранилище.

Из приведенных материалов видно, что Киевское и Каневское водохранилища достаточно загрязнены КПАВ. В связи с этим были исследованы возможности использования искусственного адсорбента "Аэросил" для защиты тепловодного рыбного хозяйства ТЭЦ-5 (г. Киев), снабжаемого водой из Каневского водохранилища.

Уровень загрязненности рыбоводного хозяйства КПАВ превышал ПДК в 21.66–39.10 раз (табл.4).

Таблица 4. Содержание КПАВ в воде тепловодного рыбоводного хозяйства ТЭЦ – 5 Каневского водохранилища в июле 1996 г.

Участки аквахозяйства	КПАВ, мг/л	Превышение ПДК, раз
Вход в бассейн подогретой воды	0.34	28.33
Вход в инкубационный цех и залив, где находятся садки	0.34	28.33
Установка для очистки воды	0.26	21.66
Залив, середина, пенообразование	0.47	39.10
Залив, садки с рыбой	0.45	37.30

В экспериментах показано, что при концентрации КПАВ 25–100 ПДК, массе "Аэросила" 0.25–1.50 г/л и продолжительности экспозиции 1–5 часов происходила интенсивная адсорбция КПАВ. Десорбция зависела от pH среды (88.88 % при pH 5.4 и 0.26% при pH 7.6), что указывает на возможность эффективного использования "Аэросила" для предотвращения загрязнения рыбоводных хозяйств и других водопользователей катионных ПАВ [2].

Из приведенных данных видно, что содержание КПАВ в Киевском и Каневском водохранилищах на протяжении первой половины 90-х гг. XX века нарастало, достигнув максимума в 1995

г. Это свидетельствует о наличии постоянного источника загрязнения в Чернобыльской зоне.

Выделяются зоны максимальной концентрации в устьях притоков и приплотинных участках водохранилищ, а также на мелководьях, где нагоняются большие массы пенящихся токсикантов (ст. с. Нижние Жары на Киевском водохранилище). Пенообразование вообще характерно для ПАВ (как анионных, так катионных и неионогенных). Оно стало бедствием для многих Европейских стран еще в 60-х–70-х гг. XX века после широкого внедрения ПАВ, содержащих синтетические моющие средства (СМС) или детергенты. Например, в Англии наблюдалось пенообразование в р. Темзе. Это стимулировало поиск СМС с высокой биоразлагаемостью, после чего появилось новое поколение СМС с низким пенообразованием.

Особенность КПАВ – их чрезмерная стойкость к деградации, поэтому они циркулируют в круговороте веществ, частично осаждаются в донных отложениях; они токсичны для гидробионтов.

Токсикологические аспекты действия ПАВ (в том числе КПАВ) на гидробионтов достаточно полно освещены в монографии [10], а механизмы биодеградации – в книге [23]. Деструкция анионных ПАВ в природных водах рассмотрена в диссертации К.П. Калениченко[5]. Известна высокая токсичность КПАВ для гидробионтов различного систематического положения (табл.5)[10].

Таблица 5. Чувствительность различных гидробионтов к катионным ПАВ (У – умеренная, В – высокая), по [10]

Организмы	Чувствительность	Источник
Гетеротрофные бактерии	В	[22]
Цианобактерии	В	[7, 14, 17]
Chlorella vulgaris	В	[20]
Rotatoria sp.	В	[6, 17]
Unio sp.	В	[11]
Corbicula luminea	В – У	[17]
Lymnaea stagnalis	В	[16]
Hirudo medicinalis	В	[15, 17]

Исследования действия КПАВ на водоросли показали, что у *Chlorella vulgaris* изменяется содержание фотосинтезирующих пигментов [20]. Отмечалось усиление вакуолизации клеток под действием КПАВ (катамин) у *Chlamydomonas rehardii* [18], из 21 вида водорослей выживает всего 6, принадлежащих к отделу Bacillariophyta [19].

Подробный анализ действия КПАВ на бактерии дан в работах [22, 23]. Бактерицидность четвертичноаммониевых КПАВ возрастает в зависимости от числа углеродных атомов в длинноцепочечных радикалах, причем максимальная токсичность наблюдается при числе атомов в цепи 16–18. Антимикробная активность повышается с увеличением числа сопредельных связей в радикалах, замена алкильных радикалов на бензольные также повышает бактерицидность. КПАВ токсичны как для грамположительных бактерий, так и для грамотрицательных.

Действие КПАВ на рыб характеризуется изменениями в жабрах и печени [8].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В Киевском и Каневском водохранилищах в течение 9 лет после Чернобыльской аварии происходило накопление КПАВ, источниками которых являлись загрязненные почвы Чернобыльской АЭС, обработанные КПАВ в широких масштабах для дезактивации загрязненных радионуклидами территорий.

Концентрация КПАВ в Киевском и Каневском водохранилищах в первой половине 90-х гг. XX века достигала максимума 0.38 мг/л, превышая ПДК в 10–40 раз. За период исследования концентрация КПАВ увеличивалась, достигнув максимума в 1995 г. в Киевском водохранилище и в 1996 г. в Каневском.

Содержание КПАВ зарегистрировано в начале 90-х гг. во всех водохранилищах днепровского каскада. Максимальная концентрация обнаруживалась в приплотинных зонах (т.е. каждое вышестоящее водохранилище выступало как отстойник и буфер по отношению к нижерасположенному). В зонах максимальной концентрации КПАВ отмечено интенсивное пенообразование.

Принимая во внимание, что мероприятия по дезактивации территорий зоны Чернобыльской АЭС продолжаются, можно полагать, что в ближайшие годы они будут циркулировать в экосистемах днепровских водохранилищ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Анисова С.Н., Лесников Л.А., Минаева Т.В.. Ляшенко С.Ф.* Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. М: ВниРО, 1990. 46 с.
2. *Давыдов О.Н., Балахнин И.А., Калениченко К.П. Куровская Л.В.* Адсорбция и десорбция КПАВ препаратом “Аэросил” и его влияние на иммуно–физиологические показатели крови карпа // Гидробиол. журн. 1997. Т. 33. № 2. С. 68–75.
3. *Калениченко К.П.* Определение анионных ПАВ с помощью индикатора азур 1 // Гидробиол. журн. 1987. Т. 23. № 5. С.107–110.
4. *Калениченко К.П.* Определение катионных ПАВ в природных водах // Гидробиол. журн. 1996. Т. 32. № 6. С. 70–76.
5. *Калениченко К.П.* Биологическая деградация анионных ПАВ: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1985. 17 *Карташов Н.В., Остроумов С.А.* Изучение способности СПАВ интенсифицировать фильтрующую активность коловраток // Пищевая промышленность на рубеже третьего тысячелетия. Мос. Гос. техн. академия, 2000. С. 201–215.
6. *Колотская Н.Н., Пискунов Н.Ф., Остроумов С.А.* Воздействие катионогенных ПАВ на пресноводные цианобактерии и зеленые водоросли // Совр. пробл. лимнологии, альгологии и фитоценологии. М: 1998. С. 337–338.
7. *Комаровский Ф.Я.* Действие некоторых СПАВ на годовиков карпа в условиях острого опыта // Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков. Киев: 1975. 107 с.
8. *Кузнецов Ю.В., Щебековский Н.В., Трусов И.И.* Основы дезактивации воды. М.: Атомиздат, 1968. 325 с.
9. *Можаев Е.А.* Загрязнение водоемов поверхностно активными веществами. М.: Медицина,1976. 96 с.

10. *Остроумов С.А.* Биологические эффекты при воздействии поверхностно активных веществ на водные организмы. М.: Макс. Пресс, 2001. 334 с.
11. *Остроумов С.А., Колотская Н.Н.* Цетилтрасметиламмоний бромид (ЦТАБ) и гексадецилтриметиламмоний бромид // Токсиколог. вестник . 1998. № 5. С. 30.
12. *Остроумов С.А., Колотская Н.Н., Трескунов Н.А., Карташова Н.В., Лякили М.Я., Краевский В.М.* Воздействие КПАВ из класса четвертичных аммониевых соединений на одноклеточные цианобактерии, зеленые водоросли и коловратки // Водные экосистемы и организмы. М.: МГУ, 2000. С. 45.
13. *Остроумов С.А., Краевский В.М., Лякили М.Я.* Тетрадецилтриметиламмоний бромид (ТДТМА).// Токсиколог. вестник. 1999. № 1. С. 35–36.
14. *Остроумов С.А.* Реагирование тест-организмов на загрязнение водной среды четвертичными аммониевыми соединениями // Водные ресурсы. 1991. № 2. С.112–116.
15. *Остроумов С.А.* Тетрадецилтриметиламмоний бромид (действие на *Limnea stagnalis*) // Токсиколог. вестник. 2000. № 1. С. 42–43.
16. *Остроумов С.А.* Биологические эффекты ПАВ в связи с антропогенным воздействием на биосферу. М.: Макс. Пресс, 2000. 116 с.
17. *Паршикова Т.В.* Влияние ПАВ на рост, размножение и функциональную активность водорослей в культурах и природных популяциях // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. Ярославль: 1996. С. 161–163.
18. *Паршикова Т.В.* Структурно–функціональні маркери адаптації мікроводоростей при дії поверхнево активних речовин: Автореф. дис. ...докт. біол. наук. Киев, 2003. 16 с.
19. *Паршикова Т.В., Веселовский В.А., Веселова Т.А., Дмитриева А.Г.* Влияние ПАВ на функционирование фотосинтетического аппарата хлореллы // Альгология. 1994. 4. № 1. С. 38–46.
20. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометиздат, 1977. С. 402–404.

21. *Ставская С.С.* Биологическое разрушение анионных ПАВ. Киев: Наук. Думка, 1986. 116 с.
22. *Ставская С.С., Удод В.М., Таранова А.А., Кривец И.А.* Микробиологическая очистка от ПАВ. Киев: Наук. Думка, 1988. 184 с.

CATIONIC SURFACTANTS IN RESERVOIRES OF THE DNIEPER

Kalenychenko K.P., Braginskyi L.P.
Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev
hydrobiol@igb.com.ua

This paper presents long-term data on the content of cationic surfactants in reservoirs of the Dnieper after the Chernobyl accident (1990–1996). It is shown that concentrations of cationic surfactants in Kiev and Kaniv reservoirs exceeded maximum permissible concentrations by 20 to 40-fold.

УДК 504.4.064+556.555.6

ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В МЕСТАХ ПОВЫШЕННОГО АНТРОПОГЕННОГО ПРЕССА МЕТОДОМ ТРИАДЫ

Степанова Н.Ю.[1]***, Говоркова Л.К.***[2]***,***
Анохина О.К.[2]***, Латыпова В.З.***[1]

[1] Казанский государственный университет,
экологический факультет.
420008, Казань, ул. Кремлевская 18, *step@mi.ru*

[2] Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного хозяйства (Татарское отделение), 420503, Казань, ул. Пушкина, 15/25

В работе представлены результаты экспериментального исследования степени загрязнения донных отложений (ДО) Куйбышевского водохранилища на территории республики Татарстан триадным методом. Установлен уровень загрязнения приоритетными токсикантами (тяжелыми металлами, нефтепродуктами и пестицидами) в районах повышенного антропогенного пресса. Дана характеристика уровня загрязнения ДО по обобщенным показателям бентосного сообщества: индексу видового разнообразия, биотическому индексу, наличию деформаций ментума хирономид. Проведенное токсикологическое исследование ДО на широком спектре планктонных организмов позволило установить наиболее чувствительные организмы для целей токсикологического скрининга грунтов. По результатам интегральных характеристик, полученным по каждой составляющей триадного метода, определены наиболее неблагополучные участки Куйбышевского водохранилища.

ВВЕДЕНИЕ

В последнее десятилетие значительно возрос интерес к альтернативным подходам по оценке состояния природной среды в условиях химического загрязнения, использующим токсикологические и биологические характеристики [23, 24, 28, 31]. Биологические методы контроля загрязнения окружающей среды, в частности, методы изучения токсичности ДО, нашли широкое применение в странах Западной Европы и Америки [24,

28–32, 34–36]. В подобных исследованиях, целью которых является оценка риска загрязнения окружающей среды, используются, как правило, следующие методы: во-первых, определение острой токсичности поровых вод ДО, позволяющее определить реальную опасность немедленного изменения численности наиболее уязвимых видов, и, следовательно, нарушения биологического равновесия в водоеме; во-вторых, определение хронической токсичности, отражающей потенциальную угрозу биоценозу водоема; в третьих, определение генотоксичности, выявляющей риск выявления отдаленных последствий из-за возрастания уровня мутагенности природной среды под воздействием присутствующих в водоеме токсикантов; и, наконец, выявление способности химических веществ в составе ДО к биоаккумуляции и биомагнификации. В последнее десятилетие при изучении донных осадков используют метод триады [28, 31]. Он включает проведение химического анализа, биоиндикацию бентосных проб и тестирование проб ДО на лабораторных тест-объектах, что позволяет установить причинно-следственную связь между уровнем химического загрязнения и наблюдаемыми изменениями биологического разнообразия донного сообщества. Объединение результатов химического контроля с данными по биотестированию и биоиндикации может быть также использовано для оценки устойчивости веществ, поступающих в водоем, характеристики аддитивного, антагонистического или синергического действия ксенобиотиков на биоту.

Цель данного исследования – дать экологическую оценку уровня загрязнения ДО Куйбышевского водохранилища в районах, испытывающих повышенную антропогенную нагрузку, посредством физико-химических, биологических и токсикологических методов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве объекта исследования выбраны наиболее напряженные участки Куйбышевского водохранилища в пределах республики Татарстан (РТ), испытывающие длительное воздействие многокомпонентных сточных вод с очистных сооружений гг. Казани, Зеленодольска, Чистополя, а также ряда промышленных предприятий Зеленодольского и Нижнекамского промышленных узлов. Контрольные станции располагались в местах, не испытывающих значительного антропогенного пресса (рис.1).

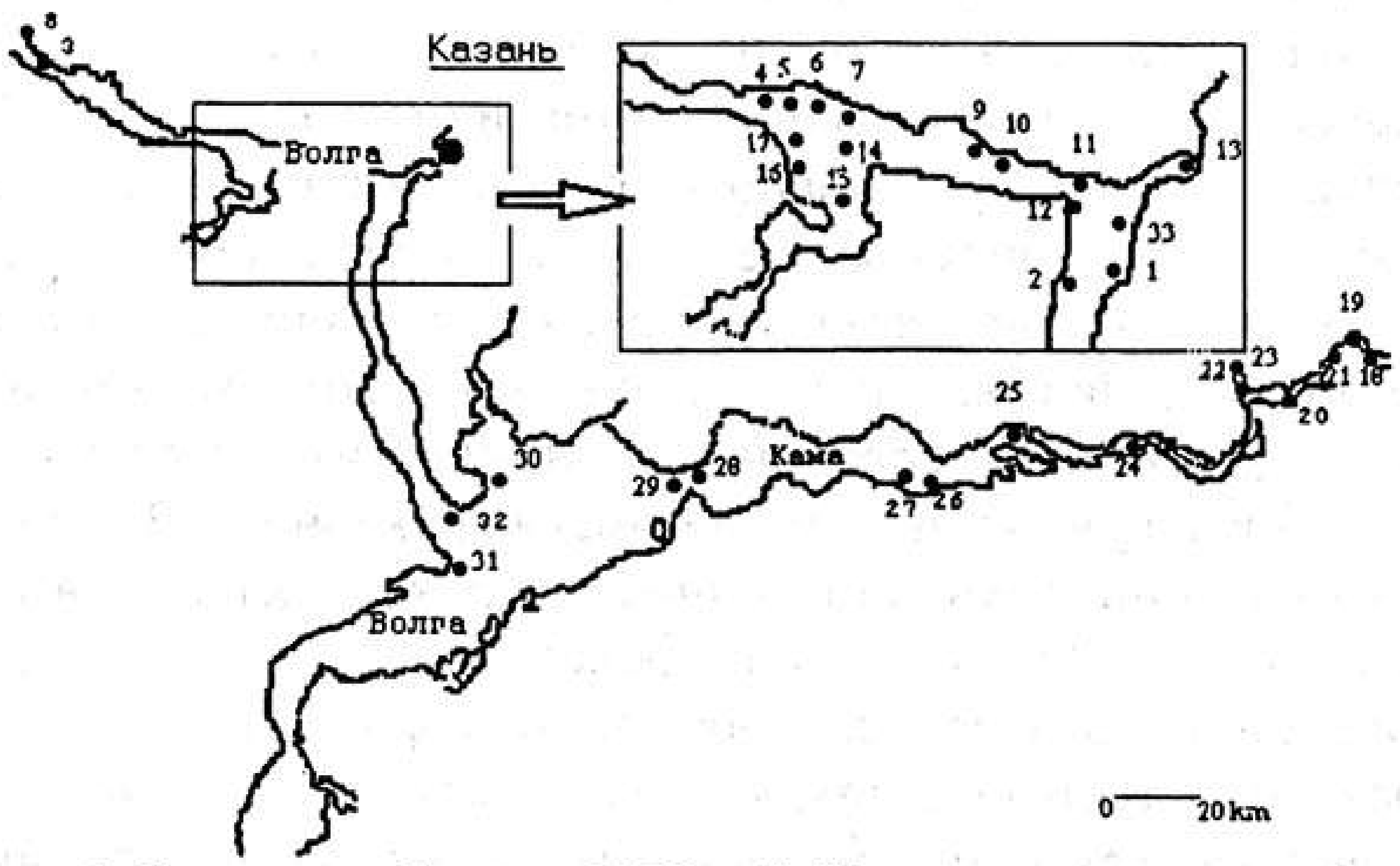


Рис. 1. Станции отбора проб ДО в Куйбышевском водохранилище:

1 – Победиловский залив, 100 м от берега; 2 – Ключищи, правая часть фарватера; 3 – граница с Марий Эл, смешанная проба; 4 – район выпуска завода им. Серго, левый берег; 5 – район выпуска Зеленодольского ПУВКХ; 6 – район выпуска Зеленодольского фанерного завода, 20 м от берега; 7 – выход из залива в районе выпуска Зеленодольского фанерного завода; 8 – устье реки Илеть; 9 – 1 км выше а/м моста у Займище (между о. Дальний и о. Щурячий); 10 – 200 м от а/м моста, левый берег; 11 – левый берег, напротив п. Юдино; 12 – Печищенский разрез, фарватер; 13 – устье р. Казанка, перед ж/д мостом; 14 – остров Свияжск, пристань; 15 – Серговская охотбаза, протока (ниже 1.5 км), Свияжский залив; 16 – Ширданское озеро, пос. Кичимирово; 17 – Нижние Вязовые, Свияжский залив; 18 – р. Кама, 1 км ниже речного порта г. Нижнекамска; 19 – р. Кама, 1.5 км ниже г. Нижнекамска; 20 – устье р. Зай, 500 м выше стрелки; 21 – р. Кама, район выпуска ОАО "Нижнекамскнефтехим"; 22 – устье р. Вятка, левый берег; 23 – устье р. Вятка, русло; 24 – устье р. Шешма; 25 – устье р. Берсут, 400 м от впадения в р. Кама; 26 – р. Кама, ниже г. Чистополя; 27 – р. Кама, 300 м ниже от места сброса Чистопольских городских очистных сооружений; 28 – р. Кама, 500 м выше моста у пос. Сорочьи Горы; 29 – р. Кама, 500 м ниже моста; 30 – Куйбышевское в-ще, остров у пос. Макаровка; 31 – 300 м ниже пос. Камское Устье; 32 – Куйбышевское в-ще, ниже о. Коровий; 33 – Залив Зеленого Бора.

Пробы ДО отбирали в соответствии с нормативной документацией [3–4] в ходе экспедиционных выездов в июле-августе 2000 года.

Химический анализ ДО проводили с использованием методик, допущенных для целей государственного экологического контроля [5], по следующим показателям: нефтепродукты (алифатические [12], ароматические [13], полициклические [21]), тяжелые металлы (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Co и Hg) [11, 14, 16]; хлорорганические пестициды [18]. Биологический анализ бентосных проб осуществляли по общепринятым методикам [19].

Для определения острой и хронической токсичности пробы ДО подвергали экстракции биологизированной водой в соотношении 1:4 в течение 20 часов на встряхивателе [27, 30]. После декантирования и тонкой фильтрации пробы тестировали на инфузориях *Paramecium caudatum* (24 час) [15, 39], использовался также набор микробиотестов, где в качестве тест-объектов применяли ракообразных *Thamnocephalus platyurus* (Thamnotoxkit F^{TM}) [40], водоросли *Selenastrum capricornutum* (Algatoxkit F^{TM}) [26], простейших *Tetrachymena thermophila* (Protoxkit F^{TM}) [37] и коловраток *Brachionus calyciflorus* (Rotoxkit F^{TM}) [38]. Хроническую токсичность определяли на ракообразных *Daphnia magna* в полустатическом опыте "вода – ДО" [27].

Тестирование с использованием Thamnotoxkit F^{TM}. Тестирование на Thamnocephalus platyurus (Thamnotoxkit F^{TM}) осуществляли на ювенильных особях, полученных из цист. Критерием острой токсичности была смертность тест-объектов на уровне 50% и выше через 24 ч после начала опыта. Тестирование на стандартном токсиканте $K_2Cr_2O_7$ показало, что чувствительность культуры была на уровне 0.4 мг/л.

Тестирование с использованием Algatoxkit F^{TM}. Тестирование на *Selenastrum capricornutum* проводили в специальных спектрофотометрических кюветах (10 см) с крышками. Оптическую плотность растворов замеряли каждые сутки. Об ингибировании роста водорослей в опытных образцах судили по сравнению с численностью клеток в контроле. Чувствительность культуры к $K_2Cr_2O_7$ была на уровне 4 мг/л.

Тестирование с использованием Protoxkit F^{TM}. Принцип метода основан на уменьшении мутности раствора питательного субстрата за счет его потребления тест-организмами в нормальных условиях. В присутствии токсиканта наблюдалось угнетение культуры, проявляющееся в уменьшении потребления пищевого субстрата и соответственно в сохранении мутности раствора. Тестирование на *Tetrachymena thermofila* (Protoxkit F^{TM}) проводили в течение 24 ч в термостате при температуре 30°C. О степени ингибирования судили по уменьшению оптической плотности пробы (уменьшение количества пищевого субстрата) по сравнению с контролем (EC_{50}). Чувствительность культуры к $K_2Cr_2O_7$ составила 18 мг/л.

Тестирование с использованием Rotoxkit F^{TM}. В основе метода лежит угнетение репродукции коловраток под воздействием токсиканта. В каждую ячейку пластиковой плашки с 1 мл исследуемой жидкости вносили строго по 1 коловратке, после чего плашки помещали в термостат при 25°C на 48 ч. По окончании тестирования определяли процент ингибирования размножения в опыте по сравнению с контролем. Чувствительность культуры к $K_2Cr_2O_7$ составила 5.6 мг/л.

Тестирование с использованием *Paramecium caudatum* (24 час). В работе использовали методику определения токсичности на *Paramecium caudatum*, усовершенствованную и доработанную в предыдущих работах [9, 36]. В качестве критерия токсичности использовали ингибирование скорости размножения инфузорий за 24 ч. В пробирку с 10 мл пробы соответствующей концентрации добавляли каплю густой суспензии дрожжей в качестве пищевого субстрата. В каждую ячейку пластиковой плашки вносили 0.3 мл исследуемой жидкости и строго по одной инфузории, тестирование проводили в десяти повторностях. Через 24 ч инкубирования при 25°C подсчитывали количество инфузорий в пересчете на одну исходную клетку. Критерием правильности проведения опыта была смертность в контроле не более 10%. Скорость размножения инфузорий в контроле – не менее 2±10%, т.е. на одну исходную клетку приходится через сутки 1–2 деления.

Расчет 24 ч LC_{50}:

24 час $LC_{50} = 100 - 100V_o / V_к(\%)$, где

V_o – скорость размножения инфузорий в опыте;

V_o = количество инфузорий в конце опыта / количество клеток в начале опыта;

$V_к$ – скорость размножения инфузорий в контроле;

$V_к$ = количество инфузорий в конце опыта / количество клеток в начале опыта.

Определение хронической токсичности ДО с использованием *Daphnia magna*. В основе методики лежит руководство ASTM (стандарт E 1706) [27]. В качестве контроля использовали ДО, с концентрацией загрязняющих веществ ниже фоновых значений и не вызывающие прямых или косвенных изменений в популяции *Daphnia magna*, культивированной на данном грунте. После экспозиции (24–30 дней) подсчитывали количество выметанной молоди в пересчете на одну самку, и результат выражали в процентах ингибирования плодовитости.

Статистическую обработку результатов проводили с помощью соответствующих компьютерных программ. Для определения острого токсического действия рассчитывали $ЛК_{50}$ (EC_{50}) графическим методом и с применением PC программы “LC_{50}”, “Algaltox”, “Protox”. При хроническом биотестировании рассчитывали критерий достоверности Td и сравнивали его с критерием Стьюдента для уровня значимости P=0.95. Корреляционную зависимость рассчитывали с применением программы STATISTICA 5.0 [1].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Гранулометрическая характеристика ДО. Результаты исследования гранулометрического состава проб ДО и содержания в них органического вещества, выраженного в виде потери при прокаливании, приведены в табл. 1.

Содержание органического вещества во всех исследованных пробах составляло в среднем 3.27 % и не превышало значения 12 %. Главными характеристиками адсорбционной способности ДО, помимо органического вещества, является содержание частиц размером меньше 2 мкм, состоящих, главным образом, из

Таблица 1. Некоторые показатели состава ДО Куйбышевского водохранилища

№№ стан-ции (рис.1)	Содержание карбонатов	Содержание органических веществ (ППП)*	Содержание железа	Содержание фракции >50 мкм	Содержание фракции <50 мкм	Содержание фракции <2 мкм
1	–	2.45	8.28	38.20	58.14	3.66
2	–	0.13	1.60	99.00	1.00	0
3	–	0.20	1.43	98.20	1.80	0
4	–	0.10	1.30	99.10	0.90	0
5	–	0	2.00	97.60	2.40	0
6	–	12.00	2.27	68.20	20.4	11.4
7	3.47	4.47	2.80	49.62	40.95	9.43
8	–	0.23	2.26	93.38	6.20	0.42
9	–	4.57	3.37	56.25	32.45	11.30
10	–	2.07	1.90	84.62	12.60	2.78
11	–	0.70	1.37	98.60	1.25	0.15
12	–	0.83	1.60	95.30	2.55	2.15
13	11.30	10.03	6.80	29.90	60.50	9.60
14	9.00	6.33	5.60	9.01	78.67	12.32
15	12.27	4.63	1.83	28.20	69.22	2.58
16	–	8.37	11.43	7.10	88.90	4.00
17	–	11.50	6.22	33.40	62.10	4.50
18	–	0.50	2.17	98.88	0.38	0.74
19	–	0.33	1.00	98.97	0.46	0.57
20	8.10	1.00	4.80	55.33	38.35	6.32
21	6.70	1.60	4.40	22.67	64.23	13.10
22	–	2.13	4.43	50.8	39.47	9.73
23	–	1.47	0.93	97.60	1.20	1.20
24	6.60	4.80	7.80	3.59	90.41	6.00
25	8.10	11.73	8.07	8.15	84.55	7.30
26	–	0.60	0.90	98.90	0.50	0.60
27	3.33	1.23	4.80	32.66	63.71	3.63
28	–	1.70	1.00	97.92	1.02	1.06
29	–	1.16	1.70	99.73	0.26	0.01
30	24.70	2.77	10.23	8.21	88.11	3.68
31	12.50	3.93	10.07	37.54	58.60	3.86
32	–	1.37	1.60	91.52	7.94	0.54
33	–	3.13	4.00	57.20	40.70	2.10

ППП – потери при прокаливании навески донных отложений при 600°С.

глинистой фракции. Количество последних в каждой из исследованных проб в среднем составляло 4.08 % от общего фракционного состава, достигая максимума для некоторых проб > 13 % .

Химический анализ ДО. Содержание тяжелых металлов. Во всех пробах определено валовое содержание следующих металлов: Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Co и Hg. Для сравнения уровня содержания тяжелых металлов в пробах с различной адсорбционной способностью, все полученные значения были пересчитаны на единый стандартный образец, содержащий 10% органического вещества и 25% частиц размером 2 мкм [2, 33]. Результаты приведены в табл. 2, где также указаны соответствующие значения предельно допустимых концентраций (ПДК), принятые в Нидерландах для ДО [33].

Кадмий. Максимальное превышение норматива отмечено в зоне, где в течение нескольких десятилетий осуществлялся сброс недостаточно очищенных сточных вод Казанских городских очистных сооружений (Победиловский залив). Превышено также содержание кадмия в ДО, отобранных в Нижних Вязовых (старый выпуск неочищенных сточных вод меховой фабрики), у причала острова Свияжск, в районе моста через р. Каму и в устьях рек – притоков Волги (Казанка) и Камы (Шешма, Вятка, Берсут).

Хром. Превышение содержания норматива отмечено только в пробах Победиловского залива и Нижних Вязовых. В последнем случае хрома содержалось в 900 раз больше нормы.

Кобальт и никель. Повышенное содержание кобальта и никеля характерно практически для всех отобранных проб, максимальное их содержание отмечено в Камском Устье у поселка Макаровка (10.9 и 9.7 ПДК соответственно).

Медь. Максимальное содержание меди было в Победиловском заливе (1.8 ПДК), в заливе поселка Нижние Вязовые (1.2 ПДК). Превышение нормативов зафиксировано в районе выпуска АО “Нижнекамскнефтехим” (1.2 ПДК), а также в устьях рек Казанка (1.2 ПДК), Зай (1.1 ПДК), Шешма (1.4 ПДК), Берсут (1.1 ПДК) и в Свияжском заливе (1.1 ПДК).

Ртуть, свинец. Превышения нормативов не отмечено ни в одной из проанализированных проб.

Цинк. Превышения содержания цинка не было ни в одной пробе, за исключением пробы, отобранной в Свияжском заливе у Нижних Вязовых (1.3 ПДК).

Таблица 2. Валовое содержание тяжелых металлов в пробах донных отложений в мг/кг сухой массы (расчетные результаты приведены к единому стандартному образцу, содержащему 10% органического вещества и 25% частиц размером < 2 мкм)

№ станции	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
ПДК	0.8	100	9	36	0.3	85	35	140
1	2.380	148.290	22.310	63.640	0.098	9.540	84.550	125.590
2	0.097	5.000	3.255	1.990	0.003	0.170	14.850	6.430
3	0.252	9.600	6.300	2.976	0.006	2.540	14.850	8.350
4	0.351	9.400	12.600	0.789	0.003	0	22.500	7.816
5	0	8.000	7.200	1.872	0.004	0	22.500	8.400
6	0.515	13.460	8.320	13.636	0.073	9.033	37.850	94.520
7	0.603	17.430	10.668	13.110	0.023	9.311	60.216	37.884
8	1.251	3.540	7.333	4.678	0.009	0	4.531	14.380
9	0.887	16.530	13.594	13.214	0.015	7.097	46.479	50.906
10	1.104	14.400	10.680	5.628	0.023	0	35.211	22.785
11	0	3.580	8.810	2.785	0.004	2.173	23.497	10.330
12	0	8.650	7.955	3.431	0.009	3.209	22.222	13.347
13	1.563	50.580	24.957	44.365	0.079	32.960	126.275	11.887
14	1.141	40.190	21.468	31.615	0.029	21.079	102.822	84.178
15	0.229	19.940	13.518	12.108	0.014	13.372	75.119	39.079
16	1.500	48.270	31.731	40.139	0.064	27.257	138.214	108.913
17	0.933	9406.780	20.705	43.902	0.096	25.757	86.910	182.043
18	0.530	12.630	22.429	9.146	0.004	0.415	100.559	31.716
19	0	14.270	18.750	7.645	0.006	3.006	85.147	27.330
20	1.063	44.700	28.650	38.985	0.023	17.795	159.926	59.608
21	0.866	51.180	23.818	43.411	0.031	22.334	136.364	106.870
22	1.576	27.350	17.718	22.789	0.023	10.992	93.512	47.581
23	0.130	20.990	23.116	5.470	0.006	3.228	72.321	70.244
24	1.301	61.290	31.793	51.955	0.049	22.368	196.875	93.085
25	1.014	63.470	31.160	40.880	0.033	23.396	171.680	82.910
26	0	14.650	12.440	6.410	0.009	2.160	72.170	22.050
27	1.100	45.410	4.170	44.200	0.039	12.080	214.600	80.340
28	1.100	13.180	20.740	8.640	0.012	12.570	73.240	18.340
29	1.150	17.600	14.820	6.880	0.009	0	80.920	18.930
30	2.368	45.328	98.020	62.957	0.029	45.173	338.810	96.633
31	1.588	38.115	35.065	27.440	0.052	22.063	129.870	93.409
32	0.508	12.330	11.720	4.010	0.004	1.230	29.890	9.910
33	0.539	27.670	68.880	10.520	0.025	4.620	52.070	52.790

Содержание органических загрязняющих веществ.

Нефтепродукты. В табл. 3 приведены максимальные значения из определенных трех фракций углеводородов: алифатических, ароматических, смол и асфальтенов. В большинстве проб отмечали преобладание смол и асфальтенов, что свидетельствует о старом загрязнении нефтепродуктами. Установлено, что приоритетными загрязняющими веществами в Куйбышевском водохранилище являются нефтепродукты: около половины проб характеризовались кратностью превышения ПДК от 2 до 80 раз. Наибольшее их содержание выявлено в ДО устья р. Казанка (80 ПДК), в заливе у Нижних Вязовых (61 ПДК), в Победиловском заливе (31 ПДК), в заливе у Зеленодольского фанерного завода (29 ПДК). Для всех этих районов характерно наличие выпуска сточных вод, кроме того, накоплению и концентрированию нефтепродуктов способствует илистый тип грунта.

Полиароматические углеводороды. Хроматографический анализ показал (табл. 3) наличие в нескольких пробах фенантрена, флюорантена и бенз(а)пирена в количествах, превышающих ПДК. Эти пробы отобраны в заливе, где складируется сырье и куда осуществляется выпуск сточных вод Зеленодольского фанерного завода, в Свияжском заливе и мамксимальное их содержание зарегистрировано в районе выпуска ОАО "Нижнекамскнефтехим" (превышение ПДК в 20, 2.6 и 2 раза соответственно).

Хлорсодержащие органические вещества. Практически во всех пробах ДО отмечалось наличие гексахлорбензола, в некоторых определены ДДТ и его метаболиты, алдрин (табл. 3). Максимальное их количество зафиксировано в ДО, отобранных в зоне влияния Зеленодольского фанерного завода (2 ПДК по ДДТ), в заливе у Нижних Вязовых (3 ПДК по ДДТ) и в районе выпуска ОАО "Нижнекамскнефтехим" (превышение в 2.3 раза ПДК по алдрину). Преобладание метаболитов ДДТ свидетельствует о старом происхождении загрязнения, а наличие его отмечено преимущественно в сельскохозяйственных районах и в зоне влияния промышленных предприятий г. Нижнекамска.

С использованием метода корреляционного анализа выявлена зависимость содержания ряда загрязняющих веществ от

Таблица 3. Содержание некоторых органических токсикантов (мг/кг сухой массы) в ДО Куйбышевского водохранилища

№ станции	Нефте-продукты	Полиароматические глеводороды			Хлорсодержащие органические соединения				
		Фенан-трен	Флюоран-тен	Бензо(а)-пирен	Гексахор-бензол	4.4ДДЭ	4.4-ДДД	4.4-ДДТ	Алдрин
ПДК	50.0	0.05	0.3	0.05	0.004	Сумма 0.01			0.02
1	1562.3	0	0	0	0.001	0	0.003	0.005	0
2	10.2	0	0	0	0	0	0	0	0
3	9.4	0	0	0	0.0001	0.0004	0.0004	0.002	0
4	4.4	0	0	0	0	0	0	0	0
5	16.4	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1462.2	10.0	0.80	<0.01	0.004	0.004	0.007	0.008	0
7	116.4	0	0	0	0	0	0	0	0
8	34.8	0	0	0	0.0006	0	0	0	0.0036
9	8.3	0	0	0	0	0	0	0	0
10	51.6	0	0	0	0	0	0	0	0
11	6.2	0	0	0	0	0	0	0	0
12	34.0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	4009.2	<0.01	<0.01	0	0.001	0	0	0	0
14	150.5	0	0	0	0.001	0	0.0005	0	0
15	94.2	0	0	0	0	0	0	0	0
16	524.6	0.60	0.60	0	0	0	0.001	0.004	0
17	3031.6	0	0	0	0.004	0.002	0.0284	0.0048	0
18	9.0	0	0	0	0.001	0.0003	0	0	0
19	13.4	0	0	0	0.0006	0.0003	0	0	0
20	113.0	0	0	0	0.001	0.0003	0.0004	0.0029	0
21	752.3	10.00	0.80	0.10	0.001	0.0005	0.0003	0.002	0.0465
22	111.8	0	0	0	0.0013	0.0004	0	0	0
23	7.5	0	0	0	0.0007	0.0002	0	0	0
24	480.3	<0.01	<0.01	0	0.0008	0	0	0	0
25	285.0	0	0	0	0.0007	0	0	0	0
26	14.7	0	0	0	0	0	0	0	0.0048
27	246.4	0	0	0	0	0	0	0	0
28	20.9	0	0	0	0.0007	0	0	0	0
29	9.7	0	0	0	0	0	0	0	0
30	8.0	0	0	0	0	0.001	0.0011	0	0
31	197.8	0	0	0	0	0	0.0004	0.0016	0
32	4.6	0	0	0	0	0	0	0	0
33	524.8	0	0	0	0.001	0.005	0.0007	0.0019	0

физико-химических характеристик грунта, в частности, ряда тяжелых металлов от количества органического вещества, выраженного в процентах потери при прокаливании (ППП), гидроксидов железа, мелкодисперсных илистых и глинистых частиц. Подобные механизмы связывания металлов описаны в литературе [6–10, 17, 22]. Найдены достоверные корреляционные зависимости (r =0.6–0.83) содержания большинства металлов (Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co) от количества железа, что указывает на их сорбцию на гидроксидах железа. Для тех же металлов отмечена корреляционная зависимость между их количеством и наличием мелкодисперсной илистой фракции (r=0.51–0.86). Для свинца, цинка, меди, ртути и хрома выявлена зависимость их содержания от количества органического вещества, выраженного в потерях при прокаливании. Значения коэффициентов корреляции варьировали в пределах от 0.41 до 0.59. Кадмий, цинк, свинец и медь в поровых водах ДО илистого состава приобретают дополнительный способ сорбции – связывание с глинистыми частицами, что подтверждается полученными коэффициентами корреляции (r =0.36–0.52).

Таким образом, для меди, цинка и свинца отмечены все известные механизмы сорбции: комплексообразование с органическим веществом, сорбция на гидроксидах железа и взаимодействие с поверхностью глинистых частиц. Для кобальта и никеля преобладает механизм сорбции на гидроксидах железа, а для кадмия и ртути – комплексообразование с органическим веществом.

Биологические исследования ДО. Обобщенная характеристика бентосного сообщества. В зообентосе Куйбышевского водохранилища обнаружено 65 видов беспозвоночных из 10 различных таксонов надвидового ранга. Виды распределялись следующим образом: моллюски и личинки хирономид – по 21 виду, олигохеты – 9 видов, пиявки – 2, ракообразные – 5, ручейники – 2, двукрылые (не считая хирономид), полихеты, нематоды и клещи – по 1 виду. Основу зообентоса составляли моллюски, олигохеты и личинки хирономид. Из 33 станций водохранилища моллюски встречены на 29, олигохеты – на 27, личинки хирономид – на 23. Ракообразные присутствовали на 11 станциях. Гораздо реже встречались ручейники и пиявки (на 4 станциях), а полихеты отмечены только на одной станции.

Наибольшее разнообразие групп представлено в районе Зеленого Бора –17 видов из 8 групп, индекс видового разнообразия (ИВР) составил 5.03 (табл. 4).

Таблица 4. Обобщенные биологические характеристики бентосного сообщества Куйбышевского водохранилища

№ пробы	N, экз/м^2	B, г/м^2	ИВР по численности	ИВР по биомассе	БИ	% деформ. ментума хирономид
1	521	0.42	1.35	1.41	2	0
2	5860	3848.41	1.35	0.95	4	0
4	160	0.2	1.97	0.8	4	0
5	40	0.002	0	0	1	0
6	0	0	0	0	0	0
7	380	9.16	0.48	0.14	2	0
8	–	–	–	–	–	–
9	180	1.74	2.2	0.96	2	0
10	380	19.8	1.72	1.34	2	0
11	420	114.29	3.73	1.8	4	0
12	440	4.2	1.3	0.82	4	0
13	400	106.48	0.88	0.29	2	0
14	1680	53.32	3.08	2.12	2	0
15	820	6.44	1.8	1.64	2	0
16	380	1.51	2.29	1.99	2	0
17	2060	90.16	2.53	1.1	2	0
18	160	0.52	1.81	0.37	2	0
19	320	1.18	2.25	1.79	4	0
20	820	7.95	2.26	1.5	2	0
21	380	23.32	2.97	0.69	2	0
22	1240	3.48	0.46	0.33	2	0
23	380	23.32	2.97	0.69	2	0
24	2740	8.12	2.05	2.35	2	0
25	1120	21.14	2.8	1.18	2	0
26	1460	162.2	1.22	0.07	4	0
27	320	0.334	2.25	2.39	2	11.0
28	1140	57.78	2.76	1.91	2	0
29	1460	162.2	1.22	0.07	4	0
30	620	42.94	3.36	0.49	4	0
31	1420	140.98	2.29	1.67	4	0
32	1380	7.06	2.44	1.38	2	15.0
33	3600	1645.19	5.03	2.84	5	0

Минимальные значения зообентоса были в районе выпуска Зеленодольских очистных сооружений, где встречен всего 1 вид олигохет, численность которого была очень низкой – 40 экз/м^2, биомасса – 0.002 г/м^2 , ИВР равен 0. В заливе у Зеленодольского фанерного завода не обнаружено живых бентосных организмов, что характеризует этот район как “мертвую зону”.

В устье р. Вятки (ст. 22) найдено всего 2 вида гидробионтов из 2-х групп. Здесь в массе развивался *Chironomus* sp., численность которого достигала 1160 экз/м^2, биомасса – 3.44 г/м^2 , а ИВР – 0.46. Низкие биологические показатели отмечены в устье р. Казанка: ИВР = 0.88, а высокие значения биомассы достигались за счет моллюсков *Dreissena polymorpha*.

В районе сброса стоков г. Чистополя (ст.27) у видов *Chironomus sp.* и *Polypedilum nubeculosum* наблюдали аберрации в строении ментума: у *Chironomus sp.* отсутствовал 6-й левый боковой зубец, у *Polypedilum nubeculosum* стерт 2-й левый боковой зубец. Особи с патоморфологическими отклонениями составляли 11 % от численности хирономид, что по принятой классификации [29] характеризует опасный уровень загрязнения ДО. Деформации отмечены также у личинок *Polypedilum nubeculosum* и *Glyptotendipes gripekoveni* у о. Коровий (ст. 32). Особи с деформациями составляли 14 % от численности хирономид. Нарушения носили различный характер: деформации антенн, стертые зубцы, пролом или полное отсутствие одной стороны ментума, отсутствие нескольких зубцов.

На ст.19, 21, 26, 28 и 30 встречен моллюск *Monodacna colorata*, который является понтокаспийским видом. Ареалом обитания этого вида были нижние участки рек Волги, Днепра и Дона. В пробах присутствовали как ювенильные, так и взрослые особи этого моллюска, что свидетельствует об адаптации данного вида к условиям водохранилища.

Биотический индекс на исследованных станциях изменялся от 1 до 5 (табл. 4), что в целом характеризовало водохранилище как грязное – загрязненное. С точки зрения характеристики бентосных сообществ наиболее неблагополучными участками являются: район влияния сточных вод Зеленодольских очистных сооружений, Зеленодольского фанерного завода, Чистопольских городских очистных сооружений, а также устья рек Казанка, Вятка и Кама (остров Коровий).

Токсикологическая характеристика ДО. Результаты токсикологического исследования водных вытяжек ДО, приведены в табл. 5.

Водоросли. Из всех использованных групп гидробионтов наименее чувствительными были водоросли, которые показали стимулирование роста численности клеток вне зависимости от количества загрязняющих веществ в составе ДО. Только в пробе из залива, в месте сброса сточных вод Зеленодольского фанерного завода (ст. 6), отмечалось наличие острой токсичности.

Инфузории. В эксперименте использовали два вида инфузорий *Tetrachymena thermofila* и *Paramecium caudatum*. Для первого вида характерно отсутствие острой токсичности у всех исследованных проб, в то время как для второго отмечалось достоверное ингибирование деления клеток в водной вытяжке проб ДО Свияжского залива и устья р. Казанка (ст. 13).

Коловратки. При тестировании на *Brachionus calyciflorus* ни в одной пробе не отмечено подавление размножения, превышающего 50% уровень.

Ракообразные. В эксперименте использованы два вида ракообразных *Thamnocephalus platyurus* в остром эксперименте и *Daphnia magna* – в хроническом. Наиболее чувствительными к токсикантам в составе ДО были рачки *Thamnocephalus platyurus,* острая токсичность зарегистрирована в 57% проб.

Результаты полустатического эксперимента в системе "вода – ДО", проведенного с использованием *Daphnia magna,* свидетельствуют, что более чем в половине исследованных проб отмечается статистически достоверное ингибирование репродуктивной функции рачков. Повышенным риском для нормальной жизнедеятельности популяции обладают ДО Победиловского залива, залива у Зеленодольского фанерного завода, устья рек Зай и Вятка, Камского Устья.

С помощью корреляционного анализа выявлена связь между наблюдаемой токсичностью и типом грунта. Так, токсичность для ракообразных проявлялась больше в илистых грунтах (r=0.40). Корреляционный анализ показал, что гибель *Thamnocephalus platyurus* достоверно зависит от содержания в ДО меди и цинка

Таблица 5. Результаты биотестирования водных экстрактов ДО Куйбышевского водохранилища

№ пр	Водоросли	Инфузории		Коловратки	Ракообразные	
	Selenastrum capricornutum (72 час)*	*Tetrachymena thermofila* (24 час)*	*Paramecium caudatum* (24 час)*	*Brachionus calyciflorus* (48 час)*	*Thamnocephalus platyurus* (24 час)**	*Daphnia magna* (хрон. тест)*
1	стим	16	4	46	93	77
2	стим	18	4	35	43	53
3	стим	18	30	33	88	20
4	13	14	10	38	40	48
5	стим	16	0	40	41	32
6	67	34	стим	39	100	100
7	11	9	стим	стим	100	77
8	стим	20	стим	31	70	75
9	стим	9	стим	29	35	66
10	стим	19	стим	стим	29	32
11	стим	20	стим	стим	100	72
12	стим	13	стим	стим	100	26
13	стим	35	75	0	100	стим
14	стим	42	23	33	100	стим
15	стим	16	0	41	100	58
16	стим	43	70	35	100	стим
17	стим	7	стим	стим	100	10
18	стим	7	23	стим	37	46
19	стим	4	стим	42	85	47
20	стим	5	стим	0	86	87
21	стим	2	стим	стим	100	34
22	стим	0	0	10	43	70
23	стим	9	стим	42	40	52
24	стим	7	стим	21	100	64
25	стим	4	стим	36	45	34
26	стим	7	0	4	100	51
27	стим	3	стим	50	100	47
28	стим	8	3	29	26	63
29	стим	14	17	стим	19	66
30	стим	13	стим	стим	42	96
31	стим	12	стим	7	100	95
32	стим	10	стим	24	36	68
33	стим	8	стим	24	24	87

* – процент ингибирования размножения по сравнению с контролем

** – процент смертности по сравнению с контролем

стим – стимулирование роста или размножения

Таблица 6. Интегральная оценка экологического состояния проб ДО Куйбышевского водохранилища триадным методом

№ станции	Химическое загрязнение		Биоиндикация	Токсичность
	Металлы	Органическое загрязнение		
1	+	+	–	+
2	–	–	–	–
3	–	–	–	+
4	–	–	–	–
5	–	–	+	–
6	–	+	+	+
7	–	+	+	+
8	–	–	–	+
9	–	–	–	–
10	–	–	–	–
11	–	–	–	+
12	–	–	–	+
13	+	+	+	+
14	+	+	–	+
15	–	+	–	+
16	+	+	–	+
17	+	+	–	+
18	–	–	–	–
19	–	–	–	+
20	+	+	–	+
21	+	+	–	+
22	+	+	+	+
23	–	–	–	–
24	+	+	–	+
25	+	+	–	–
26	–	–	–	+
27	+	+	+	+
28	–	–	–	+
29	–	–	–	+
30	+	–	–	+
31	+	+	–	+
32	–	–	+	+
33	+	+	–	+

"+" – отклонение от нормы;
"–" – отсутствие отклонения от нормы.

(r=0.38–0.40), а ингибирование репродукции *Daphnia magna* коррелирует с содержанием кадмия, кобальта и свинца (r=0.52, 0.39 и 0.41 соответственно). Последнее согласуется с данными [8] по токсическому воздействию этих металлов на ракообразных. Отмечена значительная зависимость между содержанием ДДТ, его метаболитов и токсичностью для коловраток *Brachionus calyciflorus* (r=0.37–0.39) и *Paramecium caudatum* в хроническом эксперименте (r=0.68).

Интегральная оценка уровня загрязнения ДО. Обобщенные результаты состояния ДО по каждой составляющей триадного метода (химическая, биологическая и токсикологическая характеристика) представлены в табл. 6. По совокупности положительных результатов ("+") каждого из примененных анализов можно установить наиболее неблагополучные экологические участки обследованных районов Куйбышевского водохранилища. Превышения нормативов химического загрязнения, низкие биологические показатели бентосного сообщества и наличие токсического эффекта свидетельствует о взаимосвязи содержания выявленных токсикантов и деградации донного сообщества. К таким участкам повышенной экологической опасности можно отнести залив в районе выпуска еленодольского фанерного завода, Чистопольских городских очистных сооружений, устьевые участки рек Казанка и Вятка. Для Камского устья (остров Коровий) не выявлены химические агенты, вызывающие токсическое воздействие на тест-объекты и деформации ментума хирономид. Для остальных проб, характеризующихся превышением нормативов по химическому загрязнению и наличием токсического эффекта, изменения в состоянии бентосного сообщества не отмечено, что можно объяснить не систематичностью проводимых наблюдений.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установленные в работе корреляционные зависимости содержания токсикантов от физико-химических характеристик ДО согласуются со всеми известными механизмами сорбции и объясняют распределение аномальных зон содержания ряда металлов. Так, для хрома и цинка характерен повышенный уровень их содержания в ДО в зонах точечного антропогенного воздействия. Превышение ПДК по меди, кадмию и особенно по кобальту и никелю не всегда приурочено к зонам воздействия сточных вод промышленных предприятий, а характерно для илисто-глинистых типов ДО (притоки р. Волги и р. Камы); в ряде случаев оно определяется региональными особенностями геохимической провинции Волжско-Камского региона. В отличие от металлов, загрязнение грунтов ксенобиотиками органического происхождения (нефтепродукты, пестициды) происходит в результате антропогенного воздействия. Наибольший уровень содержания нефтепродуктов отмечен в устье р. Казанки, испытывающей воздействие неочищенных ливневых сточных вод г. Казани.

Выявленные уровни загрязнения ДО оказывают влияние на развитие бентосного сообщества и на качество придонных вод. Действительно, если по величине биотического индекса (1–5) придонные слои характеризуются как "грязные" – "загрязненные", то поверхностные слои водохранилища относят [20] по обобщенному гидрохимическому показателю (индекс загрязненности вод ИЗВ 2.1–2.5) к категории "умеренно загрязненные". Это обстоятельство свидетельствует о несовершенстве существующих биологических приемов по оценке качества природных вод.

Применение широкого спектра биотестов выявило взаимосвязь между уровнем токсического загрязнения и наблюдаемым угнетением бентосного сообщества в отдельных исследованных районах. Наиболее чувствительные виды при биотестировании – ракообразные (*Thamnocephalus platyurus* и *Daphnia magna*) и инфузории (*Paramecium caudatum*). Наблюдалась достоверная зависимость токсичности для ракообразных от содержания в ДО меди и цинка, а токсичность для инфузорий и коловраток зависела от содержания хлорорганических пестицидов (ДДТ и его метаболитов).

Проведенная интегральная оценка, сочетающая методы химического, биологического и токсикологического анализов, позволяет прогнозировать вероятность вторичного загрязнения водоемов, происходящего в результате десорбции токсикантов,

изменения окислительно-восстановительных условий или взмучивании поверхностного слоя грунта.

Авторы выражают благодарность Кондратьевой Т.А. – сотруднику Института экологии природных систем Тат АН за гидробиологический анализ макрозообентоса.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Боровиков В.Л., Боровиков И.П.* Statistica–статистический анализ и обработка данных в среде Windows. М.: Инф. Издат. Дом "Филинъ", 1997. 608 с.
2. Волга: независимые исследования. Общественный Российско-голландский проект "Волга". Нижний Новгород. 1994. 77 с.
3. ГОСТ 17.1.5.04-81 ОПГ Приборы и устройства для отбора, первичной обработки и хранения проб природных вод. Общие технические условия.
4. ГОСТ 17.1.5.05-85 ОПГ Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и осадков.
5. Государственный реестр методик количественного химического анализа и оценки состояния объектов государственного экологического контроля и мониторинга. М.:1995.
6. *Даувальтер В.А.* Оценка токсичности металлов, накопленных в донных отложениях озер // Водные ресурсы. Т. 27. № 4. 2000. С. 469–476.
7. *Даувальтер В.А.* Тяжелые металлы в донных отложениях озерно-речной системы оз. Инари–р. Пасвик // Водные ресурсы. Т. 25. № 4. 1998. С. 494–500.
8. *Иванов В.В.* Геологическая геохимия элементов. Справочник.М.: Экология, 1995.
9. *Латыпова В.З., Селивановская С.Ю., Степанова Н.Ю., Винокурова Р.И.* Региональное нормирование антропогенных нагрузок на природные среды. Казань: Изд-во "Фэн", 2002. 345 с.

10. *Линник П.Н., Набиванец Б.И.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометиздат. 1986, 270 с.
11. Методика выполнения измерений массовой концентрации железа, кадмия, свинца, цинка и хрома в пробах природных и сточных вод методом атомно-абсорбционной спектрометрии. ПНД Ф 14.1:2.22–95.
12. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в природных и сточных водах методом ИКС. ПНД Ф 14.1:2.5–95.
13. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в природных и очищенных сточных водах фотометрическим методом колоночной хроматографии со спектрофотометрическим окончанием. ПНД Ф 14.1:2.62–96.
14. Методика выполнения измерений массовых концентраций бериллия, ванадия, висмута, кадмия, кобальта, меди, молибдена, мышьяка, никеля, олова, свинца, селена, серебра, сурьмы и хрома в питьевых, природных и сточных водах методом атомно-абсорбционной спектрометрии. ПНД Ф 14.1:2:4.140–98.
15. Методические указания по биотестированию природных и сточных вод. Казань: Изд-во Табигать, 1997. 33 с.
16. Методические указания. Методика выполнения массовой доли кислотораствоpимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом. РД 52.18.191–89.
17. *Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Родюшкин И.В.* Механизмы круговорота природныхи антропогенно привнесенных металлов в поверхностных водах Арктического бассейна//Водные ресурсы. 1998. Т. 25. № 2. С. 231–243.
18. МУ 3151-84. Методы определения микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде. Под ред. М.А.Клисенко. М.: “Колос”. 1992. Т. 1. 566 с.
19. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометиздат. 1977. С. 136–161.

20. Обзор состояния загрязнения поверхностных вод на территории деятельности Приволжского УГМС за 2000 год. Самара. 2001 г.
21. Определение полициклических ароматических углеводородов. Методические указания. РД 52.18.191–89.
22. *Степанова Н.Ю., Латыпова В.З.. Анохина О.К., Таиров Р.Г.* Сорбционная способность и факторы формирования химического состава донных отложений Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ // Экологическая химия. 2003. 12(2). С. 105–116.
23. *Томилина И.И.* Эколого-токсикологическая характеристика донных отложений водоемов Севера-Запада России // Автореф. дис.... канд. биол. наук. Борок. Институт биологии внутренних вод РАН. 2000. 21 с.
24. *Томилина И.И., Комов В.Т.* Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) // Биология внутренних вод. 2002. № 2. С. 20–26.
25. *Adriaanse M., Niederlander H.A.G., Stortelder P.B.M.* Monitoring water quality in the future. Volume 1: Chemical monitoring. Lelystad. The Netherlands. 1995. P. 7.
26. Algaltoxkit F^{M}. Freshwater Toxicity Test with Microalgae. Standard Operational Procedure. Creasel. 29 p.
27. Annual Book of ASTM Standards. 1993. V. 11.04. P. 1190–1192.
28. *Chapman, P.M.* Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. // Env. Tox. Chem.1986. № 5. P. 957–964.
29. *Cubbage J, Batts D, Briedenbach S.* Creation and analysis of freshwater sediment quality in Washington State. Environmental Investigations and Laboratory Services Program. Washington Department of Ecology. Olympia, WA. 1997.
30. *Deckere E., Cooman W., Florus M., Devroede-Vander Linder M.P.* Characterizing the sediments of Flemish Watercourses: a Manual produced by TRIAD. Brussel: AMINAL-Department Water. 2000. 110 p.
31. *Guchte C.* The sediment quality TRIAD: an integrated approach to assess contaminated sediments. In: River water quality. Ecological assessment and control. Eds: Newman, P.J., M.A.

Piavaux, & R.A. Sweeting. Commission of the European Communities. Brussel. 1992. P. 425–431.
32. *Guchte C.* Ecological risk assessment of polluted sediments. European Water Pollution Control. 1995. V. 5. № 5. P. 16.
33. *Guchte C.* Ijkpunten voor watersysteemkwaliteit: Milieu-effect indicatoren in de 4e Nota Waterhuishouding. RIZA werkdocument 98.132aX. Lelystad. 1999. 23 p.
34. *Guchte C.van de, G.van Urk and A.M.Wiederholm.* Macroinvertebrates and quality assessment of Rhine sediments. The Effects of Micropollutaants on Components of the Phine Ecosystem. RIZA-EHR-report. Eds.: J.A.W. de Wit, M.A. van der Gaag, C van de Guchte, C.J. van Leeuwen and J.Koeman. 1991. P. 39.
35. *Ingersoll CG, Haverland PS, Brunson EL, Canfield TJ, Dwyer FJ, Henke CE, Kemble NE, Mount DR, Fox RG.* Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius* // J. Great Lakes Res. 1996. V. 22. P. 602.
36. *MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A.* Development and Evaluation of Consensus-Based Quality Guidelines for Freshwater Ecosystem // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2000. V. 39. P. 20.
37. Protoxkit F™. Freshwater Toxicity Test with a Ciliate Protozoan. Standard Operational Procedure. Creasel. 18 p.
38. Rotoxkit F chronic. Chronic Noxicity Test for Freshwater. Standard Operational Procedure. Creasel. 23 p.
39. *Stepanova N., Petrov A., Gabaydullin A.* Sediment quality assessment in the Volga and Kama rivers on the basis of field observations, bioassays and chemical analysis // Proceedings of International Conference "Water is life–take care of it". Bratislava, Slovak Republic. 2001. P. 340–344.
40. Thamnotoxkit F. Crustacean Toxicity Screening Test for Freshwater. Standard Operational Procedure. Creasel. 23 p.

ASSESSMENT OF THE POLLUTION LEVEL OF BOTTOM SEDIMENTS IN THE KUIBYSHEV RESERVOIR IN ZONES OF HIGH ANTHROPOGENIC STRESS BY THE TRIAD METHOD

Stepanova N.Yu.[1], Govorkova L.K.[2], Anokhina O.K.[2], Latypova V.Z.[1]

[1] Kazan State University, Faculty of Ecology, 420008, Kazan, Kremlevskaya St., 18,*step@mi.ru*

[2] State Research Institute of Lake and River Management (Tatar Branch), 420503, Kazan, Pushkin St., 15\25

This paper presents results of experimental studies on pollution of bottom sediments (BS) in the Kuibyshev reservoir, Tatarstan, by the triad method. The level of pollution by primary toxicants (heavy metals, oil products, pesticides) was determined in areas subjected to high anthropogenic stress. The characteristic is given of the level of BS pollution according to generalized indices of benthic communities: index of species diversity, biotic index, the presence of chironomid mentum deformation. The toxicological study of BS conducted on a variety of planktonic organisms allowed determining the most sensitive organisms for toxicological screening of grounds. Using the results of integral characteristics obtained for each component of the triad method the most polluted parts in the Kuibyshev reservoir were determined.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Актуальные проблемы водной токсикологии
Под редакцией д. б. н., проф. Б. А. Флерова

Подписано в печать 5.02.04. Формат 60×84/16.
Печать офсетная. Бумага офсетная.
Усл. п. л. 15,5. Тираж 300 экз. Заказ № 3770.

Отпечатано с оригинал-макета в ОАО «Рыбинский Дом печати»
152901, г. Рыбинск, ул. Чкалова, 8