

Татьяна Ивановна МОИСЕЕНКО —
зав. отделом биогеохимии и экологии
Института геохимии и аналитической химии
им. В.И. Вернадского РАН
зав. лабораторией качества вод, устойчивости
водных экосистем и экотоксикологии
Тюменского государственного университета,
доктор биологических наук, профессор,
член-корреспондент РАН
moiseenko@geokhi.ru

Сергей Николаевич ГАШЕВ —
зав. кафедрой зоологии и ихтиологии,
доктор биологических наук, профессор
gsn-61@mail.ru

Александр Германович СЕЛЮКОВ —
доцент кафедры зоологии и ихтиологии,
кандидат биологических наук

Оксана Николаевна ЖИГИЛЕВА —
доцент кафедры экологии и генетики,
кандидат биологических наук

Ольга Анатольевна АЛЕШИНА —
доцент кафедры зоологии и ихтиологии,
кандидат биологических наук

Тюменский государственный университет

УДК 574.52: 574.58

БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД: ЧАСТЬ 1. БИОИНДИКАЦИЯ

BIOLOGICAL METHODS OF WATERS QUALITY ESTIMATION: PART 1. BIOINDICATION

АННОТАЦИЯ. Приводится критический анализ существующих подходов и методов биоиндикации для оценки качества вод. Обосновывается значимость методологического подхода в рамках концепции «здоровья» экосистем как наиболее интегрального численного метода оценки эффектов загрязнения. Дается сравнительный анализ значимости критериев по состоянию индивидуумов, популяций и сообществ. Описывается процедура диагностики физиологического состояния рыб как индикаторов загрязнения. Представлены результаты практической апробации методов биоиндикации для оценки водных объектов Западной Сибири.

SUMMARY. The critical analysis of existing approaches and methods of bioindication for water quality estimation is offered. The article gives proof for the importance of the methodological approach within the concept of ecosystems "health", as the most integrated numerical method of pollution effects estimation. The comparative analysis of the criteria significance with reference to the condition of individuals, populations and communities is given. The article describes the procedure of a physiological condition diagnostics of fishes, as pollution indicators. The results of practical testing of bioindication methods for water objects estimation of Western Siberia are presented.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА. Качество вод, здоровье экосистем, биоиндикация, Западная Сибирь.

KEY WORDS. Quality of waters, health of ecosystems, bioindication, Western Siberia.

В Российской Федерации, как и в мире в целом, состояние мониторинга окружающей природной среды в полном смысле этого слова (построение комплексных пространственно-временных рядов трансформации различных биогеоценозов, в т.ч. водных и околородных, под действием естественных и антропогенных факторов) продолжает оставаться на чрезвычайно низком уровне. Причина такого положения кроется не столько в финансовой стороне, хотя эта работа и требует значительных материальных затрат, сколько в отсутствии методологического подхода и комплексного осуществления программ мониторинга отдельных сред, факторов влияния и компонентов биоты. Как следствие этого, препятствием для принятия верных решений в области охраны окружающей среды, в том числе и при возникновении чрезвычайных ситуаций, являются отсутствие четкой и обоснованной концепции, оперативности, а также разобщенность информационного пространства, отсутствие комплексной системы наблюдений не только в континентальном масштабе, но и в отдельных регионах и, наконец, непонимание причинно-следственных связей наблюдаемых явлений.

Разработка методов биоиндикации соответствует и находится в рамках ряда правительственных решений Российской Федерации и местных органов власти: Правительства РФ № 1229 от 24 ноября 1993 г. «О создании Единой государственной системы экологического мониторинга (ЕГСЭМ)», Администрации Тюменской области об участии в эксперименте по созданию территориальных подсистем ЕГСЭМ, решение Межрегионального Координационного Совета по экологическим проблемам Уральского региона о создании на основе территориальных подсистем ЕГСЭМ системы экологического мониторинга Урала (август 1995 г.), распоряжение Главы Администрации Тюменской области № 452-р от 19 июня 1996 г. об утверждении Положения о территориальной системе экологического мониторинга Тюменской области).

Наличие указанных документов ставит перед соответствующими природоохранными органами и научно-исследовательскими организациями вполне конкретные задачи по разработке методов интегральной оценки состояния окружающей среды. Однако, к сожалению, ни общепризнанного методологического, ни методического подхода к решению поставленных задач на настоящий момент нет, хотя существуют отдельные методические работы в этом направлении [1], [2], имеющие свои достоинства и недостатки. Это с полным правом может быть отнесено и к проведению мониторинга биоразнообразия (как части экологического мониторинга), а также к использованию в качестве объектов мониторинга наряду с другими компонентами биоты (растения, лишайники и др.) животных, обитающих в разных средах (беспозвоночные, рыбы, амфибии, птицы и млекопитающие), выполняющих в оценке качества среды роль биоиндикаторов.

Целью работы является на основе обобщения обширных материалов сформировать представление о методах биоиндикации состояния окружающей среды, предложить систему критериев для интегральной оценки состояния водной и околородной среды, привести примеры апробации методов в регионах Западной Сибири.

Биоиндикация как метод оценки качества водной среды. Биоиндикация направлена на оценку качества вод природных водоемов (или зоны загрязнения) по состоянию индикаторных видов или сообществ организмов. Этот подход широко применяется в системе государственной службы по гидрометеорологии и контролю окружающей среды в России [3], [4]. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем предусматривает наблюдения за состоянием основных подсистем: микрофлоры, перифитона, фитопланктона, макрофитов, зоопланктона, зообентоса [5], [6],

[7]. Определены также физиологические и биохимические показатели состояния рыб в водоеме, позволяющие выявить как кратковременные эффекты, так и продолжительное действие сублетальных доз загрязняющих веществ. Немовой, Высоцкой [8] для целей биоиндикации предложен интегральный индекс (БИИ-биохимический интегральный индекс), который включает до 150-200 индивидуальных биохимических показателей белкового, углеводного, нуклеотидного обмена, энзиматического профиля организмов, тканей, субклеточных структур тканей рыб. Безусловный интерес при рассмотрении вопросов миграции и накопления токсикантов, а также изменения морфофункционального состояния животных и структуры сообществ под влиянием возмущающих факторов представляют и другие группы животных, участвующих в трофических цепях исследуемых экосистем на тех или иных трофических уровнях [9]. Так, для водных экосистем таковыми являются амфибии (в первую очередь, отряд Бесхвостые), водные или водно-болотные птицы (отряды Гусеобразные и Ржанкообразные) и околоводные млекопитающие (отряды Грызуны, Насекомоядные и Хищные), а также их паразиты (в первую очередь гельминты). Питаясь водными растениями, беспозвоночными, рыбами, наземные позвоночные водоемов являются важнейшим звеном, замыкающим круговорот фосфора на земле (возвращают его на сушу). В результате жизнедеятельности птицы обогащают водную среду биогенными веществами: азотисто-фосфорными соединениями, необходимыми для питания фито- и зоопланктона, высшей растительности, способствуя тем самым повышению биологической продуктивности водоемов [10]. Содержание металлов в скорлупе яиц является адекватным индикатором загрязнения окружающей среды. Введение солей металлов в яйца кряквы приводит к гибели эмбрионов на протяжении первых 10 дней и индуцирует аномалии в развитии [11]. Морфологическое, гематологическое, гистологическое изучение птиц указывает на наличие дегенеративных поражений сердечной мышцы, клеток головного мозга, дистрофии печени и почек, цирротических разрастаний соединительной ткани и может являться важным методом биоиндикации загрязнений окружающей среды [12], [13]. Сходные реакции фиксируются у других наземных позвоночных.

Каждая группа организмов как биологический индикатор имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы ее использования при решении тех или иных задач. Детальное описание методов и преимуществ работы с каждой группой организмов дается в [4]. Экспертная характеристика экологического состояния водного объекта основывается на общей сумме всех признаков, включая структурные (видовой состав, численность, биоразнообразие, соотношение видов различной экологической валентности, характеристики их сапробности) и функциональные характеристики водных сообществ (показатели продукции, деструкции и др.).

Теория экологических модификаций А.В. Абакумова [14] легла в основу метода разграничения состояния экосистем по интенсивности метаболизма. В условиях загрязнения окружающей среды происходит как увеличение интенсивности метаболизма — метаболический прогресс, так и снижение — метаболический регресс. Существуют три общих направления метаболического прогресса, связанные с тремя путями изменения структуры биоценоза: с усложнением структуры (экологический прогресс); с перестройкой, не ведущей к усложнению или упрощению (экологические модуляции); с упрощением (экологический регресс). В соответствии с этим предложено на основе анализа состояния сообществ выделять следующие границы состояния экосистем: фоновое состояние; антропогенное экологическое напряжение, выражающееся в увеличении разнообразия биоценоза, усложнении структуры и уменьшении энтропии; антропогенный экологический регресс, характеризующийся уменьшением биоразнообразия, упрощением структуры и увеличением энтропии экосистем; снижение активности всех процессов образования и

разрушения органического вещества, включая процессы первичного и вторичного его продуцирования — метаболический регресс, который наступает в условиях тяжелого загрязнения водных объектов токсичными веществами. В соответствии с состоянием водных сообществ дается следующая градация оценки качества вод: чистая, слабо загрязненная, умеренно загрязненная и грязная.

Однако количественные методы оценки состояния экосистем в гидробиологическом анализе не получили должного распространения. Индексы и показатели, в основе которых лежит учет видового состава биоценоза, часто субъективны, зависят от однородности биотопа и сезона года. К тому же популяции различных видов отличаются по степени своей полифункциональности. Затруднено их использование в случае загрязнения водоемов органическими веществами и евтрофирования: число одних сообществ может увеличиваться, других — уменьшаться. Поэтому в итоге даются сравнительные оценки, выраженные в классах, баллах, очках, индексах, которые занимают промежуточное положение между количественными и качественными показателями [4] и зависят от квалификации экспертов.

Диагностика «здоровья» экосистем. Понятие «ecosystem health» в последние годы достаточно активно используется в научной литературе для интегральных оценок последствий загрязнения окружающей среды. Предлагаются различные критерии оценки здоровья экосистемы, которые можно систематизировать по уровням биологической организации [15], [16], [17]:

- 1) изменения на молекулярно-клеточном уровне — характеризуются нарушениями структуры клеток и биохимических процессов;
- 2) индивидуальные патологии — регистрируются морфологические и физиологические нарушения организмов;
- 3) перестройки в популяциях — анализируются устойчивость и способность поддержания численности популяций основных видов;
- 4) реорганизация сообществ — характеризуются структура и функционирование, взаимодействие между элементами экосистем.

По мнению ученых [18], [19], [20], [21], [22], [23], выделить норму и патологию у индивидуумов легче. Молекулярно-клеточные и морфофизиологические изменения проявляются у организмов значительно раньше, чем происходят структурно-функциональные изменения у популяций и сообществ. Вместе с тем изменения на уровне сообществ и экосистем свидетельствуют о длительном воздействии и глубоких нарушениях в водной экосистеме [24].

В рамках этого подхода к оценке качества вод (*in situ*) используются данные биотестирования (информация об относительной токсичности отдельных веществ или элементов) и биоиндикации (информация о состоянии организмов, популяций и сообществ водной экосистемы). Критические уровни, т.е. степень опасности для живых систем, устанавливаются на основе построения доза-эффектных зависимостей, полученных не в эксперименте, а в реальных условиях природного водного объекта.

В отличие от привычных методов биоиндикации, согласно которым качество вод экспертно оценивается в баллах по сумме признаков нарушений в подсистемах, в рамках концепции «здоровья» экосистемы обосновываются численно измеряемые информативные критерии нарушений в биологических системах, а также интегральные численные значения дозы воздействия, которые отражают последствия комплексного загрязнения вод и те условия водоема, на фоне которых действуют токсичные элементы и соединения. *На основе разработанных доза-эффектных зависимостей и расчетов можно ответить на наиболее значимый в практическом плане вопрос —*

насколько сформированные под влиянием загрязнения новые свойства вод опасны для водных экосистем и насколько необходимо снизить уровень загрязнения вод, чтобы качество вод соответствовало благоприятным условиям существования и размножения водных обитателей.

Критериальная система интегральной оценки качества вод и «здоровья» экосистемы должна отвечать следующим требованиям: отражать специфику загрязнения, включать число наиболее чувствительных индикаторов организменного, популяционного и экосистемного уровня, учитывать функциональный резерв экосистемы выдерживать стресс, сохранять свою структуру, а также отражать способность к восстановлению системы после пертурбаций [25], [26], [17], [16], [27], [28], [29], [30].

Критерии оценки состояния организма (по биохимическим, физиологическим, клиническим, патолого-морфологическим симптомам заболеваемости) имеют значение для оценки эффектов загрязнения вод на современный отрезок времени, на уровне популяций (изменение скорости роста, сроков созревания, продолжительности жизни, плодовитости и др.) и сообществ (изменения продуктивности, биоразнообразия, трофической структуры и др.) — могут рассматриваться для интегральной оценки последствий пролонгированного влияния слабых доз загрязнения, неудовлетворительного качества вод.

Не существует единого универсального критерия по отношению к оценке всех антропогенных воздействий. Например, при оценках эвтрофирования водоемов наиболее ясную картину формируют изменения фитопланктонного сообщества, закисления вод — зообентосного, токсичного загрязнения — нарушения в организме рыб. При оценке нефтяного загрязнения изменения затрагивают все подсистемы. Поэтому необходима мультивариантная система критериев, позволяющая гибко ее применять при оценках экологического состояния водных экосистем.

В иерархии экотоксикологических исследований молекулярный уровень важен для понимания механизмов токсического действия. Все химические соединения первоначально вызывают нарушения структуры и функций молекул, что приводит к изменению их функционирования в клетке и, в свою очередь, отражается на структуре и функциях клеточных органелл, которые изменяют физиологический статус организма. Клеточный уровень находится между молекулярным и организменным. Он очень важен для предсказания последствий токсичного влияния для жизнедеятельности целого организма и также значим в понимании изменений на популяционном уровне, например изменения в гонадах могут дать понимание причин деградации популяций. Или развитие массовых заболеваний (неоплазии, раковых изменений в тканях) приводит к элиминации особей, сокращению продолжительности жизни, что отражается на структуре популяции [31].

Индикаторы на уровне популяций должны применяться очень осторожно, поскольку их ответ идентичен на многие факторы стресса. В этом плане очень важно дополнительное использование методов биотестирования (в длительных рядах наблюдений или для изучения токсического действия отдельных химических веществ или физических факторов), позволяющего наиболее полно придерживаться принципа «прочих равных условий». Экосистемные процессы и изменения пищевых цепей могут быть также информативными в индикации стресса. Однако условия функционирования экосистем могут отличаться. Например, низкое видовое разнообразие в водах соленых или холодноводных озер

(экстремальные условия окружающей среды) и более высокая их уязвимость связана с низким функциональным резервом. Ответные реакции живых систем не являются прямыми, они происходят с участием обратных связей. Вторичные эффекты и изменения всей трофической структуры экосистемы оказывают влияние на состояние каждого уровня ее организации.

На более низких уровнях высока информативность показателей, на более высоких, например, нарушения в сообществах, — возрастает их значимость. Если изменены показатели состояния популяций и сообществ, то качество вод было неблагоприятным в течение длительного периода. Они регистрируют изменения более «инертных» систем — не только в направлении деградации, но и восстановления. Поэтому важно использовать систему показателей в оценках «здоровья» экосистем и качества вод. В табл. 1 представлены основные закономерности изменчивости сквозь уровни иерархической организации водных экосистем (от организмов к популяциям и сообществам) под влиянием антропогенного загрязнения и показатели их состояния, которые логично использовать в оценках «здоровья» экосистем.

Таблица 1

Основные признаки изменчивости организмов, популяций и экосистем в условиях антропогенного стресса и показатели, которые могут быть использованы для оценки «здоровья» экосистемы и качества вод [28]

Уровень организации	Основные структурно-функциональные изменения	Измеряемые показатели
Условия среды	Отклонения физико-химических показателей от фоновых, появление нового свойства — токсичности	Высокие концентрации токсичных веществ в воде, изменения pH, минерализации, ионного состава, мутности, концентрации биогенных элементов и др.
↑ Организм ↓	Острые эффекты	Гибель
	Хронические эффекты: - молекулярные; - генетические; - клеточные; - патолого-анатомические	Признаки нарушения гомеостаза, в том числе: - нарушения биохимического статуса; - мутации, новообразования; - нарушения клеточной структуры органов и тканей, показателей крови; - патологические перерождения органов, физиологические отклонения и др.
	Компенсаторные реакции: - усиление процессов катаболизма; - перераспределение энергетического бюджета на поддержание метаболизма в ущерб пластическому росту и созреванию; - активация детоксикационного механизма, повышенные энергетические затраты на детоксикацию и выживание в субтоксичных условиях среды	Поддержание гомеостаза, включая: - увеличение содержание катехоламинов, адреналинов и норадреналинов, АТФ, кортикостероидов и др.; - повышение потребление кислорода, тахикардия, - усиленная вентиляция жабр; - сгущение крови, высокое содержание молодых клеток и лейкоцитов в русле крови; - высокие содержания энзимов, низкомолекулярных белков и др.

Окончание табл. 1

↑ Популяция ↓	<p>Хронические эффекты:</p> <ul style="list-style-type: none"> - повышенная элиминация особей; - сокращение продолжительности жизни; - снижение скорости роста и нарушение сроков созревания гонад — в более позднем возрасте или репродуктивная несостоятельность 	<p>Признаки угнетения, в том числе:</p> <ul style="list-style-type: none"> - сокращение пополнения; высокий процент убыли; - нарушения в соотношении возрастных когорт и полов, увеличение количества незрелых особей; - сокращение размерной и возрастной структур и др.
	<p>Адаптивные реакции:</p> <ul style="list-style-type: none"> - выживание рано созревающих мелкоразмерных особей в популяции (г-стратегов), обеспечивающих поддержание численности и популяционной плодовитости; - селекция толерантных особей 	<p>Признаки перестройки:</p> <ul style="list-style-type: none"> - сокращение численности; - увеличение доли впервые созревающих особей в раннем возрасте; - преобладание мелкоразмерных особей младших возрастных групп; - преобладание самок и др.
	<p>Поведенческие реакции:</p> <ul style="list-style-type: none"> - снижение эффективности поиска и утилизации ресурсов; - снижение эффективности избегания хищников или поиска жертв; нарушение миграционного и нерестового поведения и др. 	<ul style="list-style-type: none"> - усиление вышеобозначенных нарушений в структуре популяции
Сообщество	<p>Энергетические:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ускорение дыхания сообществ и разбалансирование соотношения продукции к дыханию; - увеличение значимости сторонней энергии, т.е. поступающей извне 	<p>Изменения в соотношениях продукции (P) к тратам на дыхание: P/R>1 или P/R<1</p>
	<p>Питательные:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ускорение оборота элементов питания; сокращение их цикла в экосистеме; - потери биогенных элементов. 	<ul style="list-style-type: none"> - высокое соотношение минеральных форм фосфора и азота к их общему содержанию, повышенный их сток
	<p>Продукционные:</p> <ul style="list-style-type: none"> - усиление синтеза и экспорта первичной продукции; - более высокое потребление энергии на поддержание биомассы экосистемы 	<ul style="list-style-type: none"> - высокое соотношение биомассы первичной продукции к суммарной; - высокое соотношение продукции к биомассе, или дыхания к биомассе и др.
	<p>Структурные:</p> <ul style="list-style-type: none"> - снижение видового разнообразия и упрощение сообществ; - укорочение пищевых цепей; - увеличение видовой доминантности; - увеличение роли мелких форм (г-стратегов) в сообществах, обеспечивающих более быстрый оборот биомассы 	<ul style="list-style-type: none"> - низкие показатели индекса биоразнообразия; - искажение рангового распределения; - изменения в соотношении мирных и хищных форм; - высокий % доминирования эврибионтных видов; - снижение условной индивидуальной массы организма в сообществе и др.

Рыбы как индикаторы качества вод. Многочисленные публикации свидетельствуют об успешном использовании рыб как индикаторов нарушений «здоровья» экосистемы при токсичном загрязнении вод [15], [17], [16]. Рыбы

занимают верхний уровень в трофической системе водоемов. В условиях интенсивного загрязнения степень устойчивости организма рыб определяется способностью эффективно метаболизировать и выводить поступающие в организм токсиканты [32]. Патологические изменения в их организме позволяют определить степень токсичности водной среды, оценить кумулятивные эффекты, а также сформировать представление о потенциальной опасности группы веществ, поступающих в водоем, и для человека. Изменения физиологических показателей рыб регистрируются численными значениями, которые возможно использовать при построении доза-эффектных зависимостей. Поэтому в ряде крупных международных проектов (MOLAR, LIMPACs, AMAP, ICP-Water и др.) в оценках экологических последствий загрязнения вод предпочтение отдается исследованию рыб на уровне организма.

Для диагностики «здоровья» экосистемы, как отмечалось, важны системные исследования, а результаты — статистически обеспеченные. Однако многие методы, в особенности биохимические или физиологические, достаточно сложны, поэтому не могут быть массовыми при исследованиях на природных водоемах. Предложенный методический двухуровневый подход позволяет сочетать в оптимальном соотношении возможность получения массового материала и установления точного диагноза. Выделен первый *макроуровень* обследования индивидуумов, по которому заболевания выявляются на основе массового визуального обследования организмов и предварительный диагноз устанавливается по клиническим и патологоанатомическим симптомам отравлений.

Второй *микроуровень* диагностики включает в себя гематологические, гистологические, биохимические, инструментальные физиологические и другие методы. Последние не могут быть массовыми в силу трудоемкости, но используются для уточнения диагноза и оценки последствий патологических изменений в организме рыб. Необходимым условием является также отбор проб от здоровых особей для установления «нормы» физиологического состояния.

Метод клинического и патоморфологического анализа заболеваний (макроуровень). В 1970-е гг. методы патофизиологического исследования рыб получили широкое развитие в связи с участвовавшими случаями их массового отравления вследствие загрязнения природных водоемов. Методы клинического и патолого-анатомического обследования организмов, применяемые в ветеринарии и медицине, были использованы для обследования рыб с целью оценки последствий токсичного загрязнения водоемов. О.Н. Крылов [33] и Н.М. Аршаница [34] предложили схему описания симптомов отравления рыб и пятибалльную систему оценки тяжести их заболеваний. В настоящее время получено много данных о воздействии различных групп токсикантов на жизнедеятельность рыб, а также о многочисленных биохимических, физиологических и морфологических нарушениях, возникающих в организмах под их воздействием.

Метод клинического и патологоанатомического обследования организма применяется для массового обследования рыб в зонах загрязнения. Визуальное определение признаков интоксикации организма (макродиагностика) проводится в первый час после отлова рыбы [35]. При внешнем осмотре обращают внимание на интенсивность окраски (состояние пигментных клеток — меланофоров); целостность плавниковой каймы и лучей; общее содержание слизи на теле рыбы; состояние чешуйного покрова, жаберных крышек, ротовой полости, анального отверстия; на случаи гиперемии, подкожных кровоизлияний или появления язв, гидремии тела; деформацию костей черепа и скелета, а также состояние хрусталика и роговицы глаза. При открытых жаберных крышках обследуют жабры, отмечают их цвет, наличие и количество слизи, состояние жаберных лепестков (срастание, слипание, расширение или истончение).

При вскрытии брюшной полости исследуют состояние мышц (цвет, консистенция, кровоизлияния, прикрепление к костям), наличие экссудата в брюшной полости, количество полостного жира, его цвет и консистенция. Отмечают топографическое расположение внутренних органов (печень, почка, гонады, селезенка, сердце, желудок, кишечник), их размер, цвет, консистенцию, характер краев, кровоизлияния, очаги некроза. Осматривают слизистые на вскрытых желудках и кишечниках. Исследуют головной мозг, обращают внимание на кровенаполнение сосудов, их цвет и консистенцию.

Важным аспектом диагностики здоровья особей в зоне загрязнения является определение степени поражения организмов. Например, в очагах загрязнения до 70% особей может быть в состоянии, близком к летальному порогу, при невысокой токсичной нагрузке — столько же, но нарушения в организме рыб могут быть незначительными и не угрожать жизни. Для оценки состояния организма рыб на основе клинического и патологоанатомического обследования эксперты предлагают различные балльные системы [34], [36], [37]. На основе их обобщения при макродиагностике состояния рыб предлагается выделять 3 стадии заболевания (0 — здоровые особи):

1 — отклонения от нормы незначительные и не представляют угрозу для жизни организма;

2 — отклонения средней тяжести, характеризующие критическое состояние организма;

3 — ярко выраженные симптомы интоксикации, свидетельствующие о неизбежной гибели организма.

Общий индекс заболеваний рыб (Z) в конкретной зоне загрязнения может быть определен выражением:

$$Z=(1N_1+2N_2+3N_3) / \Sigma N_{tot} :$$

N_1 , N_2 , N_3 — соответственно число рыб на 1-й, 2-й и 3-й стадиях заболеваний, N_{tot} — общее количество исследованных рыб в локальной зоне загрязнения, включая здоровые особи, а усиливающий коэффициент (1, 2 и 3) отражает степень тяжести интоксикации. Если в водоеме все рыбы не имеют признаков токсикозов, то $Z=0$. Значение будет повышаться как при увеличении числа больных, так и при повышении тяжести заболевания.

S.M. Adams et al. [38] вводят понятие — индекс оценки здоровья организма (HAI). Определение индекса проводится на основе обследования группы рыб, обитающих в загрязненных и фоновых условиях, что созвучно с нашими предложениями. Морфологические отклонения от нормы определяются визуально и общий индекс здоровья определяется по сумме баллов для органов. Этот метод аналогичен предложенному позднее Ю.С. Решетниковым [37] методу оценки состояния организма рыб, при котором нарушения в каждом органе суммируются. Однако в случае, если наблюдаются незначительные изменения в 3-4 жизнеобеспечивающих системах, особи могут существовать, но тяжелые патологии одного органа могут привести к летальному исходу. Бесспорно, все рассмотренные методы могут быть отнесены к разряду полуколичественных, поскольку окончательные значения зависят от квалификации эксперта. С другой стороны, выделить отклонения от нормы и 3 стадии заболеваемости можно и при небольших навыках работы и ошибка в этом определении минимальна. Но, как показано на нашей схеме, необходимы биохимические и патогистологические дополнительные исследования, которые позволяют более точно установить как диагноз, так и стадию заболеваемости.

Биохимические методы (микроуровень) особенно значимы, когда необходимо выявить механизмы, ответственные за развитие тех или иных аномалий в организме. Показано, что при слабых дозах токсикантов у рыб из природных водоемов происходит активизация физиологических систем рыб для детоксикации. Н.Н. Немовой и Р.У. Высоцкой [8] предложен обобщенный биохимический показатель БИИ, о котором упоминалось выше, и который отражает нарушение метаболизма у рыб под воздействием токсичных веществ.

Биохимические изменения рассматриваются как наиболее чувствительные суборганизменные биомаркеры нарушения в организме. При нарастании антропогенного стресса организм реагирует сменой (переходом) от фазы нормального состояния, через обратимую к необратимой фазе с летальным исходом. Биохимические методы позволяют выявлять изменения в обмене веществ в организме, наступающие, как правило, до появления физиологических, морфологических и других отклонений от нормы, дают возможность выявить границы адаптационных способностей и на этой основе делать выводы о степени устойчивости и чувствительности видов [39]. Согласно R. Lee et al. [40], биохимические показатели способны отразить эффекты на обратимой стадии физиологических нарушений. Однако многие природные условия, как и индивидуальное физиологическое состояние организма, способны повлиять на биохимический статус организма, что ограничивает их использование в корреляциях с показателями загрязнения водной среды. На биохимические и физиологические показатели влияют особенности реакции различных фенотипических групп, видов, время пребывания в токсичной среде, сезонные вариации, а также размеры, возраст, стадии зрелости особей и т.д. Поэтому чаще биохимические показатели используются в экспериментальных исследованиях, когда известны все заданные условия и можно корректно интерпретировать данные [40], [41].

Поэтому при исследовании влияния токсичных веществ в природных условиях отмечается, что в эколого-биохимическом мониторинге должна использоваться система тестов [8], необходимо учитывать возможное влияние ряда других экзогенных и эндогенных факторов. Приведенный анализ показывает не только высокую значимость биохимических методов в диагностике состояния организмов, но и сложность его использования в рутинном мониторинге состояния водных объектов.

Метод гистологического анализа (микроуровень) важен для выявления нарушений морфофункциональной организации органов и тканей, дегенеративных процессов и установления по ним диагноза заболевания рыб. Кусочки органов и тканей с видимыми изменениями отбираются и фиксируются общепринятыми в гистологии методами. Необходимым условием является также отбор проб от здоровых особей для установления «нормы» физиологического состояния.

Гистологический метод является наиболее общим инструментом для выявления дисфункций органов и тканей [42], [43], [31]. Гистопатологические изменения органов и тканей животных, включая рыб, являются следствием нарушения физиологических и биохимических функций в организме, и очень значимым индикатором токсичного стресса. Они позволяют идентифицировать орган поражения и выделить специфическую функцию-мишень по отношению к тем или иным токсикантам. В природных условиях этот метод часто используется для оценки последствий для живых организмов долговременного загрязнения водоема [42]. Для определения последствий действия токсичного агента созданы каталоги и сводки гистопатологических изменений органов и тканей рыб под действием токсичных агентов, краткий обзор которых представлен в последующих разделах. Важным условием в этих исследованиях является

установление нормы физиологического состояния органа и тканей. Это позволяет отличать их от инфекционных заболеваний. Еще раз отметим, что в экотоксикологических исследованиях биологические изменения сопоставляются с химической информацией о наличии токсикантов.

C.J. Sindermann [44] в 1979 г. опубликовал первый каталог, в котором сделал обзор патологий клеточного строения органов и тканей под воздействием токсикантов. В последующие годы количество исследований и обзорных работ в этой области резко нарастало. Появились работы, показывающие тесные корреляции заболеваемости рыб с нарастающим загрязнением. Многими учеными было предложено использовать структурные нарушения в тканях как биомаркеры воздействия токсичных веществ [45], [46], [47], [26], [48], [49], [42], [50], [23], [44].

D.E. Hinton [49] подчеркивал, что гистологический метод, использованный в отдельности или в сочетании с физиологическими или биохимическими методами, позволяет оценить изменения физиологического статуса организма под воздействием токсичного агента (*ex-situ*). Однако этот метод не используется широко в мониторинге вследствие его сложности. К тому же гистопатологическая информация, использованная в приложении к пониманию эффектов воздействия, имеет качественную направленность. Повреждения оцениваются на основе качественной терминологии (т.е. присутствуют или отсутствуют), или на основе полуколичественных методов, например: значительная гиперплазия, число или снижение числа слизистых клеток и др. За исключением канцерогенных заболеваний, многие отклонения от нормы можно измерить количественными параметрами. Более 30 лет медицина развивает методологию количественного описания в двух- или трехмерном пространстве, которая называется морфометрией или стереологией.

В медицине уже получили развитие компьютерные технологии учета поврежденных клеток на гистологических срезах, например учет числа абнормальных или нарушенных клеток, органелл на количество просмотренных полей, поскольку изначально этот метод был применен в биомедицинской практике, затем перенесен в биологию [31]. Внедрению количественных оценок предшествовала разработка сложной обучающей программы, к тому же на результаты такого анализа может оказать влияние других факторов, например, число просмотренных полей, количество и качество срезов и т.д.

Возможно, что полученные данные числа абнормалий можно использовать в доза-эффектных зависимостях. Однако в научной литературе не приводятся конкретные результаты, где число тех или иных абнормалий показывало степень поражения всего организма. Для оценки состояния организма на основе гистологического анализа делаются заключения: незначительные, средние и сильные повреждения. Как и в случае клинического и патоморфологического исследования организма, частотно-абнормальный учет является также полуколичественным методом. Основное значение гистопатологических методов — в выявлении и понимании неоспоримого эффекта действия токсичных веществ на организм. Будущее развитие и использование количественных методов может только улучшить наше понимание реакции организма на токсичные вещества на клеточном и тканевом уровне.

Метод гематологического анализа (микроуровень) используется для выявления токсикозов рыб на ранних стадиях, поскольку система кроветворения является чрезвычайно чувствительным индикатором изменений, которые происходят в организме рыб. Система кроветворения рыб реагирует на токсичное воздействие большим разнообразием форм патологических проявлений. Токсичные вещества не только влияют на содержание гемоглобина, но и изменяют лейкоцитарную формулу и состав красной крови.

Однако ее реакция не специфична для конкретных заболеваний, она отражает как интоксикацию организма, так и заболевания различной этиологии. При патологических заболеваниях организма изменения показателей крови проявляются ранее по сравнению с внешними симптомами.

Гематологический анализ проводят у живой рыбы по общепринятым методикам [51]. Кровь отбирают на анализ из хвостовой артерии или жаберной дуги. Определяют концентрацию гемоглобина, скорость осаждения эритроцитов, содержание эритроцитов и лейкоцитов в крови, по мазкам крови — состав красной крови и лейкоцитарную формулу, наличие патологических форменных элементов. Могут использовать и другие показатели, известные в гематологии. При интоксикации возрастает амплитуда концентраций гемоглобина в крови. На мазках крови обнаруживают полихромазию и анизацитоз, появление аномального деления клеток, могут появляться в массе патологические и разрушенные формы [52], [16], [33].

Физиологические методы (функциональные методы). Нахождение организма в сублетальных условиях является стрессом, ответная реакция формируется вовлечением многих физиологических систем в процесс. Измерения функций организма, таких как дыхание и ионная регуляция, часто используются для выявления сублетальных эффектов. Изменения в дыхании измеряются или потреблением кислорода, или высвобождением радиоактивного углерода. Выдерживание организма в токсичной среде увеличивает скорость потребления кислорода [54]. Но эти методы более приемлемы для экспериментальных исследований. Нарушения поведения также могут быть использованы при оценке физиологического состояния организма.

Особое значение при оценке экологического благополучия водоема имеет исследование биоразнообразия паразитов, регулирующая роль которых и их участие в поддержании экологического равновесия не вызывает сомнений. Специфика изучения разнообразия паразитических организмов заключается в том, что одновременно с ними в составе паразитарных систем исследуется разнообразие разноименных хозяев [55]. В этой связи весьма продуктивной оказалась концепция паразитарных сообществ и их многоуровневой организации [56], [57]. В оценке видового разнообразия сообществ паразитов нашли применение стандартные экологические индексы. Наряду с традиционными показателями инвазированности хозяев индексы разнообразия и структура паразитарных сообществ с успехом используются как индикаторы состояния популяций хозяев и экосистем [58], [59], [60]. Сообщества гельминтов тесно взаимосвязаны с сообществами своих хозяев, образуя гельминто-гостальные комплексы [61]. Поскольку компоненты комплекса связаны взаимными регуляторными влияниями, потеря разнообразия одного из компонентов комплекса неизменно отражается на состоянии других. На современном этапе на ход микроэволюционных процессов значительное влияние оказывает антропогенный фактор [62]. Одним из существенных факторов, способных повлечь значительные изменения в биоразнообразии свободноживущих форм, является паразитарное загрязнение. Проникновение вида паразита на новую территорию может повлечь уничтожение некоторых чувствительных видов хозяев. В связи с мощным и разновекторным воздействием антропогенных факторов на компоненты паразитарных систем, нарушается равновесие в паразитарных системах, сложившееся в процессе длительной естественной коадаптации паразитов и хозяев [63]. Поэтому наряду с другими группами животных паразиты могут служить индикаторами состояния окружающей среды и популяций их хозяев. Сама по

себе паразитологическая обстановка свидетельствует о степени экологического благополучия той или иной территории. Исследования по использованию паразитологических данных как индикаторов экологической обстановки появились достаточно давно. В настоящее время большое количество работ посвящено изучению изменений паразитофауны под влиянием промышленных выбросов, эвтрофикации, урбанизации, радиации на разные группы паразитов [64], [65], [66], [67], [68].

Опыт использования биоиндикаторов для оценки загрязнения водоемов Западной Сибири. Биоиндикационные исследования по водным экосистемам охватывают северную и южную часть Тюменской области. Количество работ немногочисленно. По северу области проводятся мониторинговые исследования по общему состоянию Обского бассейна и в частности: Обской и Тазовской губ, Средней и Нижней Оби и ее притоков. Имеется ряд публикаций, связанных с разработкой нефтяных месторождений [69], [70], [71].

По югу Тюменской области биоиндикационные исследования связаны с биогенной и токсической нагрузкой пестицидов или тяжелых металлов, приносимых с территории индустриальной Свердловской области, на озера и водотоки. Имеются публикации по главным водным артериям юга — рек Тура и Ишим и их притокам [72], [73], [74], [75]. Проведены исследования по загрязнению и экологическому состоянию озер, расположенных в сельскохозяйственной зоне северной и средней лесостепи [76], [77], а также по экологическому состоянию озер и речных экосистем в окрестностях г. Тюмени и на его территории [72], [78], [79], свидетельствующие о том, что крупные города с их промышленностью и инфраструктурой являются беспрецедентным примером сильного комплексного загрязнения водной среды.

Использование показателей состояния популяций мелких млекопитающих и их биоразнообразия. Мелкие млекопитающие являются удобными модельными объектами, позволяющими проследить изменения в окружающей среде под воздействием различных факторов. В частности, они удобны при изучении вопроса как острого, так и хронического загрязнения и водосборных площадей, и самих водоемов и водотоков, где в качестве видов-индикаторов выбираются соответственно либо типично наземные, либо околородные и водные виды.

Проведенные нами исследования влияния нефтяного загрязнения на мелких млекопитающих Среднего Приобья Тюменской области показали [80], что под воздействием в слабой степени различных антропогенных факторов (и нефтяного загрязнения в частности) исходное сообщество млекопитающих чаще всего увеличивает показатели видового разнообразия и обилия; увеличение степени антропогенной нагрузки ведет к закономерному снижению отмеченных выше показателей, при сильных нагрузках приводя к полной гибели сообществ.

Изменения экстерьерных и интерьерных параметров мелких млекопитающих импактных территорий, как правило, свидетельствуют о повышении двигательной активности животных, интенсивности метаболизма, напряженности энергетического обмена, нарастании стрессовости ситуации и токсическом влиянии различных загрязнителей (нефтепродуктов, тяжелых металлов, радионуклидов и др.). При исследовании шкурок полевок с территории нефтезагрязненного водосбора отмечена тенденция к накоплению большинства из 12 определенных микроэлементов (Al, Ba, V, Fe, Mn, Cu, Ni, Sn, Pb, Sr, Ti и Cr) по сравнению с контролем в 2,5-4 раза, а по уровню железа, меди, никеля, свинца и хрома животные с загрязненной территории достоверно отличаются от фона. В то же время уровень ванадия и стронция у животных с нефтезагрязненной территории ниже, что пока не находит объяснения [81].

Одинаковый уровень нарушенности среды у одних групп животных (например, у грызунов) может вызывать гомеостатические реакции организма, а у других (насекомоядных) — приводить к патологии. При этом у самок отмечена большая чувствительность к факторам загрязнения среды, чем у самцов. Неблагополучие общей экологической обстановки на нарушенных территориях приводит к снижению доли половозрелых особей среди сеголеток, к увеличению резорбции эмбрионов. Все это обуславливает существенное снижение эффективности репродуктивных процессов при дистрессовых нагрузках. Увеличение количества эмбрионов, приходящихся на одну беременную самку, при стрессовых нагрузках обеспечивает практически фоновую (контрольную) успешность размножения.

При воздействиях, приводящих к существенному снижению в биогеоценозах роли видов-эдификаторов [82], наблюдаются коренные перестройки состава и структуры сообществ млекопитающих на фоне относительной стабильности морфофизиологических характеристик популяций; при сохранении же эдификаторных свойств и общего облика ценоза под возмущающим действием каких-либо факторов структура сообщества млекопитающих долгое время остается стабильной, что достигается путем напряжения морфофизиологических характеристик популяций составляющих ее видов, и лишь при достижении нагрузкой дистрессовых величин отмечается резкое изменение состава сообщества и его структурных характеристик. Популяции доминирующих видов мелких млекопитающих нефтезагрязненных территорий имеют тенденцию к увеличению доли самцов и доли сеголеток по сравнению с популяциями фоновых местообитаний.

Наибольшие различия между сообществами млекопитающих и популяциями доминирующих видов импактной и фоновой территорий по всем показателям отмечаются в годы высокой численности животных, минимальные — в годы депрессии. Под воздействием загрязнения на первых этапах восстановительной сукцессии на месте сообществ млекопитающих с высоким биологическим разнообразием формируются более бедные, а на месте сравнительно бедных — более богатые.

Показатели морфофункционального состояния организма рыб. Для оценки экологического состояния Обь-Иртышского бассейна были проведены исследования морфофункционального состояния половых желез, печени и жаберного аппарата у ряда видов сиговых, карповых и окуневых рыб из разнотипных водоемов разных природно-климатических зон, которые показали высокую надежность их оценки с применением гистологических методов [32], [9] биоиндикации.

Жаберный аппарат первым подвергается воздействию экотоксикантов различной природы, и потому цитоморфологические характеристики жаберного эпителия являются важнейшими индикаторами состояния окружающей водной среды. Проявляющиеся в нем отклонения можно рассматривать в качестве следствия морфофункциональных изменений адаптационного характера — от изменения длины респираторных ламелл, увеличения толщины афферентной зоны (дистанции «кровь-среда»), количества и размеров респираторных клеток, до формирования «чехла» на поверхности жаберных лепестков как морфофункционального барьера, препятствующего интоксикации. В жабрах рыб из загрязненных водоемов отмечены гиперплазия и гипертрофия эпителия филламентов (первичного) и ламелл (вторичного), хронические застойные явления в жаберных лепестках, кровоизлияния, сосудистые изменения. Установлена адгезия филламентов и респираторных ламелл, некроз эпителиальных клеток и редукция ламелл, их отечность, вызванная повышением капиллярной проницаемости.

Наиболее значительные патологические изменения выявляются у сиговых рыб в период их зимовки в Обской губе и нерестовой миграции в загрязненную Среднюю Обь. Количественная оценка приводится в численности (%) рыб, обладающих отклонениями в жаберном эпителии, составляющими 5% и более его поверхности. В отличие от сиговых, отклонения в жаберном аппарате у карповых рыб выявлены в наиболее загрязненных участках притоков Средней Оби или в водоемах вблизи промышленных зон и жилищной застройки.

Печень, являясь одним из основных органов, принимающих активное участие в процессах модификации и детоксикации ксенобиотиков, в условиях токсичных нагрузок накапливает загрязняющие вещества и сама подвергается патологическим изменениям. Исследования, проводимые на рыбах из бассейна Оби, показали, что в их печени отмечаются гиперемия и очаговый стаз крови в венозных сосудах и капиллярной сети. Застойная гиперемия нередко сопровождается дистрофией, жировой дегенерацией паренхимы, отеками и водянкой. Отмечаются также разлитые и очаговые кровоизлияния, структурные изменения гепатоцитов и деструкция печеночной ткани, инфильтрация органа лимфоидными клетками, скопления эозинофильных клеток, находящихся в различной степени распада и др. В наибольшей мере выявленные отклонения проявляются в конце летнего периода, т.е. при завершении сезона роста у целого ряда видов печень и другие исследуемые органы имели различные нарушения.

Гистологическое состояние органа описывается на срезах, окрашенных железным гематоксилином по Гейденгайну с докраской эозином. Количественная оценка качественных отклонений в развитии и функционировании гепатоцитов печени дается по их количеству на единицу поля, ядер и ядерно-плазматическому отношению (%) в мерах площади, рассчитываемому с использованием программного обеспечения AxioVision Release 4.7.1.

Состояние репродуктивной системы рыб оценивается на разных стадиях зрелости ее эффекторного звена — половых желез. Яичники характеризуются визуально, а на гистологических препаратах рассчитывается соотношение (%) половых клеток разных генераций, размеры и состояние ооцитов старшей генерации, наличие атретических тел, и у фертильных особей — степень дегенерации опустевших фолликулов, позволяющая оценить уровень репарационных процессов. В семенниках измеряются диаметры ампул (семенных канальцев), наличие митозов сперматогониев, соотношение половых клеток разных состояний (%), усредненное по трем полям в пределах гистологического среза во фронтальной проекции.

Используя данный методический подход, было установлено, что у сиговых рыб в современных условиях Обь-Иртышского бассейна отмечены некоторые особенности гаметогенеза, проявляющиеся в замедлении оогенеза в превителлогенный период, более продолжительном у муксуна и в меньшей степени — у пеляди. Для части особей в ходе овариальных циклов характерен пропуск очередного нерестового сезона по причине пониженной репарационной активности репродуктивной системы. Формирования очередной генерации половых клеток резервного фонда у этих видов в период зимовки не происходит. Встречающиеся патологические изменения гонад редки и приходятся на время пребывания пеляди в Нижней Оби.

Для самцов этих видов вариабельность в состоянии гонад проявляется в большей степени. У муксуна в период зимовки отмечена митотическая активность сперматогониев, начало формирования сперматогониального фонда, а волна сперматогенеза приходится на начало летнего нагула. В это же время

формируется сперматогониальный фонд у пеляди. Динамика сперматогенеза у одних особей ряпушки в период зимовки характеризуется более быстрым восстановлением генеративной функции, у других — длительным пребыванием в IV стадии зрелости. В целом нарушения гонад у сиговых рыб в наибольшей степени выявлены у неполовозрелых особей или у пропускающих нерест рыб.

У карповых и окуневых рыб в загрязненных притоках Средней Оби выявленные нарушения гонадо- и гаметогенеза проявляются преимущественно в замедлении полового созревания (плотва, елец, язь, окунь), ослаблении патологической резистентности, резорбции ооцитов фазы вакуолизации, реже отмечается атрезия превителлогенных ооцитов.

Таким образом, использование гистологических методов биоиндикации состояния рыб Обь-Иртышского бассейна позволило сделать заключение о неудовлетворительном состоянии качества вод и «здоровья» континуума экосистем в пределах Средней Оби. В то же время, учитывая повышенную миграционную активность сиговых рыб, требуется внесение определенных корректив на использование их в качестве биоиндикаторов, ибо в течение сезона они могут находиться не только в разных биотопах, но и в разных широтных зонах разных водоемах — Обской губе, в соровой системе и магистрали Нижней и Средней Оби, в уральских притоках Нижней Оби. В этом отношении эти виды следует рассматривать в качестве интегрального критерия благополучия/неблагополучия экосистемы Оби [83], [84].

Использование индекса разнообразия паразитоценозов. Влияние антропогенных факторов (в частности, урбанизации) на паразитофауну рыб изучено на примере р. Туры в районе г. Тюмени [85], [9], являющегося источником мощного химического и физического загрязнения водных экосистем. Использование в качестве интегрального показателя паразитологической ситуации индекса разнообразия паразитоценозов показало, что несмотря на достоверно более высокую зараженность плотвы в зимне-весенний период в черте г. Тюмени по сравнению с летним периодом и с другими пунктами, свидетельствующую о менее благоприятных условиях зимовки рыб в черте города, на биоценологическом уровне паразитоценоз рыб р. Туры стабилен на всем исследованном участке. Преобладание в паразитофауне рыб р. Туры трематод (15 из 18 обнаруженных видов) обусловлено обилием моллюсков — их промежуточных хозяев и преобладанием видов рыб — бентофагов, заражение которых происходит при поедании моллюсков или активно проникающими церкариями трематод. Преобладание в паразитофауне рыб личинок трематод, заканчивающих свой жизненный цикл в рыбоядных птицах, характерно для эвтрофных водоемов [86], что наряду с обнаружением в гельминтофауне рыб из р. Туры паразитов-индикаторов эвтрофикации указывает на наличие этого процесса в обследованном водоеме. Высокая степень пространственной сопряженности популяций промежуточных и окончательных хозяев обуславливает стабильность паразитарных систем трематод в изменяющихся внешних условиях.

Экологическая обстановка Западной Сибири, являющейся высокоэндемичным очагом описторхоза, в последние годы существенно изменилась из-за производственной деятельности человека, приводящей к загрязнению окружающей среды, главным образом, тяжелыми металлами, радионуклидами и нефтепродуктами, которые, поступая в водоемы, включаются в круговорот веществ; они могут длительно сохраняться в воде, кумулироваться в донных отложениях, мигрировать по пищевой цепи вплоть до рыб и их паразитов. Изменение эпизоотической обстановки по описторхозу под влиянием урбанизации в нефтепро-

мысловом районе показано на примере популяции язя, обитающего в р. Обь в районе г. Сургута [87], [88], который имеет более высокие показатели инвазированности личинками *O. felineus* (до 95% со средним значением интенсивности инвазии до 313 личинок на особь), чем язь, отловленный выше города по течению. Этим можно объяснить высокий уровень зараженности местного населения. Причем зараженность населения в поселках не меньше, чем в городе, но здесь имеет значение разница в общем количестве населения в городе и загородных территориях. Резкое возрастание инвазированности хозяев специфическим паразитом является показателем критического состояния популяции хозяина, маркером его неблагополучия.

Таким образом, использование методов биоиндикации для оценки состояния водных экосистем на территории Тюменской области может свидетельствовать о значительном ухудшении качества вод на юге региона в окрестностях крупных городов, но особенно — в нефтедобывающих районах Среднего Приобья.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Мониторинг биоты полуострова Ямал в связи с развитием объектов добычи и транспортировки газа. Екатеринбург: ИЭРиЖ УрО РАН, 1997. 192 с.
2. Система мониторинговых наблюдений за состоянием биоты на территории Свердловской области. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2005. 205 с.
3. Абакумов В.А., Сушеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования / Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41-52. 296 с.
4. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под. ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992, 318 с.
5. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев: Вища школа, 1984. 333 с.
6. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 240 с.
7. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. М., 1997. 91 с.
8. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука. 2004. 316 с.
9. Гашев С.Н., Жигилева О.Н., Сазонова Н.А., Селюков А.Г., Шаповалов С.И., Хританько О.А., Косинцева А.Ю., Буракова А.В. Зооиндикаторы в системе регионального экологического мониторинга Тюменской области: методика использования. Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2006. 132 с.
10. Кривенко В.Г. Водоплавающие птицы и их охрана М.: Агропромиздат, 1991. 271 с.
11. Kertesz, V., Fancsi, T. Adverse effects of (surface water pollutants) Cd, Cr and Pb on the embryogenesis of the mallard // *Aquat. Toxicol.* 2003. V. 65. № 4. P. 425-433.
12. Strom, S.M., Patnode, K.A., Langenberg, J.A., Bodenstein, B.L., Scheuhammer, A.M. Lead contamination in American woodcock (*Scolopax minor*) from Wisconsin // *Environ. Contam. and Toxicol.* V. 49. № 3. 2005. P. 396-402.
13. Wakerford, B.J., Weseloh, D.V., Hebert, C.E. Trends of accumulation of toxic chemicals in the Great Lakers basin, 1974-2002 // *Cell Preserv. Technol.* 2005. V. 3. № 2. P. 125.
14. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов / Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 18-41.
15. Adams, S.M., Ryon, M.G. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant-related stress on fish populations // *Journal of Aquatic Ecosystem Health.* 1994. V. 3. P. 15-25.
16. Cash, K. J. Assessing and monitoring aquatic ecosystem health — approaches using individual, population, and community/ecosystem measurements. Northern River Basins Study Project Report. 1995. № 45. 68 p.
17. Attrill, M.J., Depledge, M.H. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization // *Aquat. Toxicol.* 1997. V. 38. P. 183-197.

18. Моисеенко Т.И. Экоотоксикологический подход к оценке качества вод // Водные ресурсы. 2005 Т. 32. № 4. С. 410-424.
19. Патин С.А. Антропогенное воздействие на морскую среду и биоресурсы: Методология оценок // Антропогенное воздействие на водные экосистемы. М.: Изд-во МГУ, 2005. С. 32-60.
20. Филенко О. Ф., Дмитриева А.Г., Исаева Е.Ф., Ипатов В.И. Прохоцкая В.Ю., Самойлова Т.А., Черномырдина А.В. Механизм реагирования водных организмов на воздействие токсичных веществ // Антропогенное влияние на водные экосистемы. М.: Изд-во МГУ, 2005. С. 70-93.
21. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, 1989. 144 с.
22. Levin, S.A., Kimball, K.D. New perspectives in ecotoxicology // Environ. Manag. 1984. V.8. P. 375-442.
23. Newman, M.C., Jagoe, Ch.H. eds. Ecotoxicology: a Hierarchical Treatment. N.Y.: Levis publishers Ltd., 1996. 411 p.
24. Adams S.M. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems // Marine pollution Bulletin. 2005. V. 51. № 8-12. P. 649-657.
25. Моисеенко Т.И. Коцепция «здоровья» экосистем в оценке качества вод // Экология. 2008. № 6.
26. Adams, S.M. (ed.). Biological Indicators of stress in fish // American Fishery Society Symposium8. Bethesda, Maryland. 1990. 191p.
27. Гашев С.Н. Устойчивость экологических систем / Региональные проблемы прикладной экологии. Белгород: БГУ, 1998. С. 132-134.
28. Гашев С.Н. Упругая устойчивость экологических систем // Сибирский экологический журнал. 2001. № 5. С.645-650.
29. Гашев С.Н., Сазонова Н.А. Интегральные показатели состояния и устойчивости сообществ млекопитающих для оценки степени антропогенного воздействия // Вестник ТюмГУ. 2002. № 4. С. 71-77.
30. Гашев С.Н. Использование интегральных характеристик сообществ мелких млекопитающих для оценки их состояния и устойчивости при экологическом мониторинге // Известия Челябинского научного центра (электронный журнал). 2007. Вып. 4 (38). С. 59-64.
31. Jagoe, С.Н. Responses at the Tissue Level: Quantitative Methods in Histopathology Applied to Ecotoxicology. // In: Ecotoxicology: a Hierarchical Treatment. (eds. Newman M.C., Jagoe Ch.H.). N.-Y: Levis publishers Ltd. 1996. P. 163-196.
32. Лукьяненко В.И. Иммунобиология рыб: врожденный иммунитет. М.: Агропромиздат, 1989. 271 с.
33. Крылов О.Н. Пособие по профилактике и диагностике отравлений рыб вредными веществами. М.: Пищевая промышленность. 1980. 80 с.
34. Аршаница Н.М. Материалы ихтиотоксикологических исследований в бассейне Ладожского озера // Влияние загрязнений на экосистему Ладожского озера. Л.: ГосНИОРХ, 1988. С. 12-23.
35. Моисеенко Т.И., Лукин А.А. Патологии рыб в загрязняемых водоемах Субарктики и их диагностика // Вопр. ихтиологии. 1999. № 4. С. 535-547.
36. Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 1997. 261 с.
37. Решетников Ю.С. Метод экспертной оценки состояния особи и популяции сиговых рыб // Биология и биотехника разведения сиговых рыб. СПб.: Изд. ГосНИОРХ, 1994. С. 115-118.
38. Adams, S.M., Brown, A.M., Geode, R.W. A Quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field // Trans. Amer. Fish Soc. 1996. V. 22. P. 63-73.
39. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., Сидоров В.С. Биохимическая индикация токсического воздействия на рыб. / В кн.: Актуальные проблемы водной токсикологии. Борок: Изд-во ИБВВ. 2004. С. 81-98.
40. Jagoe, С.Н. Responses at the Tissue Level: Quantitative Methods in Histopathology Applied to Ecotoxicology. // In: Ecotoxicology: a Hierarchical Treatment. (eds. Newman, M.C., Jagoe, Ch.H.). N.Y.: Levis publishers Ltd., 1996. P. 163-196.

41. Forbes, V.E., Forbes, T.L. Ecotoxicology in Theory and Practice. Ecotoxicology Series. London, Glasgow, N-Y., Tokyo, Melbourne, Madras: Chapman&Hall Ltd. 1994. 247 p.
42. Hinton, D.E., Lauren, D.J. Integrative hystopathological approaches to detective effects of environment stressors on fish. V. 8 N.-Y.: Published by American Fisheries Society, 1990. P. 51-66.
43. Hylland, K., Fiest, S., Thain, J., Forlin, L. Molecular / Cellular Possesses and the health of individual // Effect Pollution on Fish (eds. Lawrence, A.J., Hemingway K.L.). Oxford: Blackwell Science Ltd., 2003. P. 133-170.
44. Sindermann, C.J. Principal diseases of marine fish and shellfish, 2nd edition. N.-Y.: Academic Press, 1990.
45. Акимова Н.В., Рубан Г.И. Анализ воспроизводительной системы рыб в связи с проблемами биоиндикации на примере сибирского осетра *Acipenser baeri* // Вопр. ихтиологии. 1992. Т. 32. Вып. 6. С. 102-109.
46. Лукин А.А., Шарова Ю.Н. Оценка качества вод на основе гистологических исследований (на примере оз. Кенозеро) // Водные ресурсы. 2004. № 4.
47. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Шарова Ю.Н., Покоева А.Г. Экоотоксикологическая оценка последствий загрязнения вод р. Волги // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 4. С. 410-424.
48. Ferguson, H.W. Systematic Pathology of Fish. Iowa: State University Press, 1989.
49. Hinton, D.E. Toxicological Histopathology of Fish: a systematic approach and overview // Pathobiology of Marin and Estuarine Organisms (eds. Couch, J.A., Fournie, J.A.) Boca Raton: CRC Press, 1993. P. 177-215.
50. Moiseenko, T.I., Voinov, A.A., Megorsky, V.V., Gashkina, N.A., Kudriavtseva, L.P., Vandish, O.I., Sharov, A.N., Sharova, Y.N., Koroleva, I.N. Ecosystem and human health assessment to define environmental management strategies: The case of long-term human impacts on an Arctic lake // Sc. Tot. Environ. 2006. V. 369. P. 1-20.
51. Иванова Н.Т. Метод морфологического анализа крови в ихтиопатологических исследованиях // Изв. ГосНИОРХ. 1976. № 105. С. 114-117.
52. Житенева Л.Д., Полтавцева Т.Г., Руднецкая О.А. Атлас нормальных и патологических измененных клеток крови рыб. Ростов-н/Д.: Ростовское книжное изд-во, 1989. 110 с.
53. Моисеенко Т.И., Лукин А.А., Шарова Ю.Н., Королева И.Н. Рыбная часть сообщества в изменяющихся условиях среды обитания // Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука. 2002. С. 284-390.
54. McKennedy, C.L., Matthews, E. Alteration in the energy metabolism an estuarine mysid (*Mysidopsis bahia*) as indicator of stress from chronic pesticide exposure // Mar. Environ. Res. 1990. V. 30. P. 1-19.
55. Беэр С.А. Роль фактора патогенности паразитов в эволюции органического мира // Успехи общей паразитологии. М.: Наука, 2004. С. 65-80.
56. Балашов Ю.С. Термины и понятия, используемые при изучении популяций и сообществ паразитов // Паразитология. 2000. Т. 34. № 5. С. 361-369.
57. Соколов С.Г. Паразитарное население биологической среды как объект синэкологии / Успехи общей паразитологии. М.: Наука, 2004. С. 372-388.
58. Доровских Г.Н. Методика мониторинга гидробиоценозов по структуре и видовому богатству сообществ паразитов рыб // Экологический мониторинг: уч.-метод. пособие / Под ред. В.М. Тарбаевой. Сыктывкар: Изд-во СыктГУ, 2002. С. 50-105.
59. Старовойтов В.К. Индекс обилия паразитов как маркер состояния популяций хозяев // Паразитология. 1995. Т. 29. № 4. С. 323-326.
60. Пугачев О.Н. Паразитарные сообщества речного гольяна (*Phoxinus phoxinus* L.) // Паразитология. 2000. Т. 34. № 3. С. 196-206.
61. Федоров К.П. О биоценотической целостности сообществ паразитов и хозяев // Сиб. экол. журнал. 1996. № 6. С. 541-553.
62. Беэр С.А. Паразитологический мониторинг в России (основы концепции) // Паразитология. 1996. № 1. С. 3-8.
63. Сонин М.Д., Беэр С.А., Ройтман В.А. Паразитарные системы в условиях антропопрессии (проблемы паразитарного загрязнения) // Паразитология. 1997. Т. 31. № 5. С. 425-457.

64. Куперман Б.И. Паразиты рыб как биоиндикаторы загрязнения водоемов // Паразитология. 1992. Т. 26. № 6. С. 479-482.
65. Ройтман В.А., Казаков Б.Е., Цейтлин Д.Г. Особенности изменений разнообразия паразитов рыб в реке Москве в границах города / Паразитологические проблемы больших городов. СПб.: ЗИН РАН, 1996. С. 77-78.
66. Стрелков Ю.А., Юнчис О.Н., Барковская В.В. Паразиты и болезни рыб как индикаторы состояния водных экосистем / Паразитологические проблемы больших городов. СПб.: ЗИН РАН, 1996. С. 96-97.
67. Чепурная А.Г., Шкодин Н.В. Антропогенное влияние на паразитологическую ситуацию водоемов Волго-Ахтубинской поймы и дельты Волги. Краснодар, 1999. 113
68. Жарикова Т.И. Адаптивные реакции эктопаразитов леща и густеры на воздействие антропогенного фактора в Ивановском водохранилище // Паразитология. 2000. Т. 34. № 1. С. 50-55.
69. Семенова Л.А., Матковский А.К., Алексюк В.А. Планктон в нефтесквозагрязяемых водоемах Среднего Приобья / VII Съезд Гидробиол. общества РАН. Т. 3. Казань, 1996.
70. Кузикова В.Б. Зообентос водоемов Обского бассейна и его использование для оценки качества водной среды / Гидробионты Обского бассейна в условиях антропогенного воздействия: Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 327. СПб., 1996.
71. Алексюк В.А. Современное состояние зоопланктона Нижней Оби в пределах Ямало-Ненецкого автономного округа / М-лы III Всерос. конф. по водной токсикологии: Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. Ч. 2. Борок, 2008.
72. Исаченко-Боме Е.А. Оценка современного состояния водных экосистем бассейна реки Туры по структуре макрозообентоса в условиях хронического антропогенного воздействия / Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ин-т БВВ им. Папанина. Борок, 2007.
73. Исаченко-Боме Е.А., Михайлова Л.В. Воздействие хронического загрязнения и влияния некоторых притоков на макрозообентос реки Ишим / М-лы III Всерос. конф. по водной токсикологии: Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. Ч. 2. Борок, 2008.
74. Алешина О.А., Ганзенко Е.А., Столбов В.А., Соловьев В.А. Экологическое состояние реки Ишим и ее притоков по показателям макрозообентоса // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2010. № 1. Т. 5.
75. Алешина О.А., Воронова О.Г., Швецова Н.В. Планктонные сообщества реки Ишим и ее притоков как показатель их экологического состояния (в пределах Тюм. обл.) // Вестник ТюмГУ. 2009. № 3.
76. Алешина О.А., Катанаева В.Г., Ларин С.И. К оценке экологического состояния некоторых озер Викуловского района (Тюм. обл.) по гидробиологическим показателям // Вестник ТюмГУ. 2006. № 3.
77. Алешина О.А., Катанаева В.Г., Ларин С.И. Зоопланктон лесостепных озер Приишимья различной минерализации // Вестник ТюмГУ. 2005. № 5.
78. Алешина О.А. Динамика зоопланктона эвтрофного озера при антропогенном воздействии. Автореф. ... канд. биол. наук. Тюмень. 1999.
79. Алешина О.А., Чуканова С.В. Состояние малых водоемов г. Тюмени по показателям макрозообентоса // Вестник ТюмГУ. 2004. № 3.
80. Гашев С.Н. Влияние нефтяных разливов на фауну и экологию мелких млекопитающих Среднего Приобья // Экология. 1992. № 2. С. 40-48.
81. Гашев С.Н., Казанцева М.Н., Соромотин А.В. Накопление микроэлементов в различных компонентах загрязненных нефтью биоценозов средней тайги / Механизмы поддержания биологического разнообразия. Екатеринбург: ИЭРиЖ УрО РАН, 1995. С. 34-37.
82. Гашева М.Н., Гашев С.Н., Соромотин А.В. Состояние растительности как критерий нарушенности лесных биоценозов при нефтяном загрязнении // Экология. 1990. №2. С. 77-78.
83. Селюков А.Г. Репродуктивная система сиговых рыб (Coregonidae, Salmoniformes) как индикатор состояния экосистемы Оби. I. Половые циклы пеляди *Coregonus peled* // Вопр. ихтиологии. 2002. № 1. Т. 42. С. 85-92.
84. Селюков А.Г. Репродуктивная система сиговых рыб (Coregonidae, Salmoniformes) как индикатор состояния экосистемы Оби. II. Половые циклы муксуна *Coregonus muksun* // Вопр. ихтиологии. 2002. Т. 42. № 2. С. 225-235.

85. Жигилева О.Н. Паразиты рыб р. Туры в Тюмени и ее окрестностях // Экология фундаментальная и прикладная: Проблемы урбанизации: М-лы междунар. науч.-практ. конф. Екатеринбург, 3-4 февр. 2005. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2005. С. 126-128.

86. Румянцев Е.А. Паразиты рыб как экологические индикаторы эвтрофикации озер // Экология. 1997. № 5. С. 347-350.

87. Безух Н.И., Жигилева О.Н. Морфоэкологическая и паразитологическая характеристика язя (*Leuciscus idus*) из реки Обь в районе города Сургута // Проблемы устойчивого функционирования водных и наземных экосистем: М-лы междунар. науч. конф. Ростов-н/Д., 2006. С. 28-30.

88. Жигилева О.Н., Безух Н.И. Оценка состояния популяции язя (*Leuciscus idus*) из реки Обь в районе нефтедобычи // Проблемы иммунологии, патологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов-2: м-лы междунар. научн.-практ. конф. (расш.). Борок-Москва: Россельхозакадемия, 2007. С. 157-161.

Татьяна Ивановна МОИСЕЕНКО —
зав. отделом биогеохимии и экологии
Института геохимии и аналитической химии
им. В.И. Вернадского РАН,
зав. лабораторией качества вод, устойчивости
водных экосистем и экотоксикологии
Тюменского государственного университета,
доктор биологических наук, профессор
член-корреспондент РАН
moiseenko@geokhi.ru

Сергей Николаевич ГАШЕВ —
зав. кафедрой зоологии и ихтиологии,
доктор биологических наук, профессор
gsn-61@mail.ru

Галина Александровна ПЕТУХОВА —
профессор кафедры экологии и генетики,
доктор биологических наук

Андрей Васильевич ЕЛИФАНОВ —
доцент кафедры анатомии
и физиологии человека и животных,
кандидат биологических наук

Александр Германович СЕЛЮКОВ —
доцент кафедры зоологии и ихтиологии,
кандидат биологических наук

Тюменский государственный университет

УДК 57.084.1

БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД: ЧАСТЬ 2. БИОТЕСТИРОВАНИЕ

BIOLOGICAL METHODS OF WATERS QUALITY ESTIMATION: PART 2. BIOTESTING

АННОТАЦИЯ. Приводится критический анализ существующих подходов биологической оценки качества вод с использованием методов биотестирования. Обосновывается значимость этих методов для установления количественных