

С. СПОТТ

**Содержание
рыбы
в замкнутых
системах**



С. СПОТТ

**Содержание
рыбы
в замкнутых
системах**

Москва
«Легкая и пищевая
промышленность»
1983

ББК 47.2
С 73
УДК 628.16

Fish and Invertebrate Culture
Water Management in Closed Systems
Second Edition
Stephen Spotte
A Wiley — Interscience Publication
John Wiley & Sons, New York · Chichester · Brisbane · Toronto

Перевод с английского
канд. с.-х. наук
Вас. В. Лавровского
Научный редактор
канд. биол. наук
В. В. Лавровский

Спотт С. Содержание рыбы в замкнутых системах: пер. с англ.— М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1982.— 192 с.

В книге описано устройство замкнутых систем для содержания рыбы и беспозвоночных животных. Особое внимание уделено очистке циркулирующей в системах воды биологическим, механическим и физическим методами. Рассмотрено устройство гравийных, песчаных, диатомовых фильтров, ионообменников, ультрафиолетовых облучателей, озонаторов. Описаны процессы газообмена и дыхания рыб в условиях замкнутых систем, профилактика и лечение специфических заболеваний. Изложены способы приготовления больших объемов морской воды и поддержания оптимальных условий среды (буферные системы, рН). Приведен перечень необходимого лабораторного оборудования и приборов, изложены методы гидрохимического анализа воды. По каждому из рассматриваемых вопросов даны практические рекомендации.

Предназначена для ихтиологов-рыбоводов, ихтиопатологов, гидрохимиков, студентов рыбохозяйственных вузов и аквариумистов.

Табл. 12. Ил. 55. Библиография — 243 названия.

С $\frac{4002020000-126}{044(01)-83}$ 126—83 © 1979 by John Wiley & Sons, Inc.
© Предисловие к русскому изданию, комментарии, перевод на русский язык «Легкая и пищевая промышленность», 1983.

Предисловие к русскому изданию

Выращивание рыбы и водных беспозвоночных в замкнутых системах находит в нашей стране все большее распространение и весьма перспективно, поскольку позволяет сократить до минимума потребление чистой воды и строить рыбоводные предприятия на водоисточниках малой мощности. Применение замкнутых систем в исследовательских целях дает возможность создавать в лаборатории необходимые условия практически для любого обитателя пресных и соленых вод планеты. Важнейшей особенностью замкнутых систем является возможность регулирования в них температурного, солевого, светового режимов в соответствии с задачами исследований или производства и управлять таким образом жизненным циклом выращиваемых животных. В замкнутых системах в некоторых случаях можно выращивать практически здоровых рыб, что позволяет применять исключительно высокие плотности посадки и получать 100—200 кг рыбы с 1 м³ рабочего объема систем. В нашей стране в замкнутых и проточных системах с оборотным водоснабжением выращивают карпа и требовательную к условиям среды молодь радужной форели. Число разводимых в замкнутых системах водных организмов постоянно растет. Действуют десятки лабораторных замкнутых систем в научно-исследовательских институтах. Широко используют замкнутые системы аквариумисты, особенно те, кто занимается разведением морских водных животных.

Вопросам эксплуатации замкнутых систем и очистки циркулирующей в них воды посвящены книги М. В. Федорова «Микробиология», Г. Г. Винберга и др. «Биологические пруды в практике очистки сточных вод», Н. В. Возной «Химия воды и микробиология», Б. Н. Репина и др. «Биологические пруды для очистки сточных вод пищевой промышленности», Л. П. Шарикова «Охрана окружающей среды» и др. Однако в этих изданиях вопросы очистки воды рассматриваются применительно к нуждам коммунального хозяйства и пищевой промышленности и не учитываются интересы аквакультуры.

В нашей книге «Пути интенсификации форелеводства», выпущенной издательством «Легкая и пищевая промышленность» в 1981 г., рассматривается выращивание в системах с оборотным водоснабжением только радужной форели, вопросы водоочистки изложены кратко, основное внимание сосредоточено на применении в этих целях биологических прудов и гравийных биофильтров, проблемы эксплуатации морских замкнутых систем не освещены.

Автор предлагаемой книги С. Спотт, бакалавр биологических наук, является директором аквариума «Мистик Маринлайф» (Мистик, штат Коннектикут) и вице-президентом фирмы «Си Рисеч Фаундейшн». Ранее им опубликованы книги «Культивирование рыбы и беспозвоночных» (первое издание, 1970), «Уход за морским аквариумом» и «Тайны глубин» (1976).

Книга С. Спотта «Содержание рыбы в замкнутых системах» является оригинальным изданием, в котором рассматриваются в едином комплексе биологические и технические вопросы очистки воды в пресноводных и морских замкнутых системах. В ней описаны устройство фильтров, биофильтров и очистка циркулирующей в системе воды биологическими, механическими и химическими способами, приведены методы и примеры расчета эрлифтов, способы приготовления больших объемов искусственной морской воды, имеется большой справочный материал. Специальный раздел книги посвящен вопросам токсичности ионов аммония, нитритов и нитратов, профилактике заболеваний рыб. Большим достоинством книги является то, что наряду с рассмотрением теоретических вопросов в каждой главе содержится практическое руководство. Книга хорошо иллюстрирована, список литературы включает 230 наименований, что поможет специалистам в поисках интересующей их информации.

Книга по очистке воды в замкнутых системах для содержания водных животных переводится на русский язык впервые и, несомненно, окажется полезной для специалистов в области пресноводной и морской аквакультуры и аквариумистов.

В. В. Лавровский (ТСХА)

Предисловие к первому изданию

В последние годы увлечение содержанием пресноводных и морских рыб и беспозвоночных в замкнутых системах (аквариумах, садках, бассейнах) охватило весь мир.

Наряду с домашними и демонстрационными аквариумами существуют лабораторные аквариумы и хозяйства аквакультуры, в которых выращивают различных водных животных. Во всех случаях успешное содержание животных зависит от поддержания стабильного качества воды.

В этой книге рассматриваются вопросы содержания водных животных в замкнутых системах, в которых вода очищается и используется многократно. В частично замкнутых и открытых системах вода постоянно сбрасывается и восполняется из естественных источников. Применение замкнутых систем имеет ряд преимуществ. Они позволяют выращивать морские организмы за сотни миль от моря, т. е. создавать морские лаборатории, рыбные хозяйства, демонстрационные аквариумы в любом месте независимо от источника морской воды, которую с успехом заменяет искусственная морская вода. Как пресноводные, так и морские замкнутые системы могут нормально функционировать в районах, где естественные водоемы подверглись значительному загрязнению. И наконец, самое главное, в таких системах можно полностью контролировать температуру и качество воды. Температура воды в естественных водоемах подвержена сезонным колебаниям, подчас вода бывает мутной, сильно загрязненной, содержит болезнетворные организмы, а также животных, которые могут конкурировать с культивируемыми видами за пищу, а иногда и охотиться на них.

Водные организмы определенным образом изменяют гидрохимические свойства среды обитания, и эти изменения воздействуют на их физиологические отправления часто отрицательным образом. Цель этой книги — показать, как, контролируя качество воды в замкнутых системах, можно поддержать нормальное состояние куль-

тивируемых животных. Постепенно накапливающиеся в аквариуме токсические вещества — основная опасность в замкнутых системах, и их постоянное удаление — главная задача при содержании водных животных.

В опубликованных ранее работах по культивированию водных организмов основное внимание уделялось их биологии. Расстройство осморегулирующей функции, температурный шок, частичная асфиксия, понижение устойчивости к заболеваниям, замедление роста, уменьшение плодовитости, расстройства обмена — типичные проблемы, возникающие при содержании животных в неволе, причем лечение таких биологических расстройств малоэффективно. Эти и многие другие болезни часто являются результатом постоянного ухудшения условий среды.

Эта книга предназначена для научных работников, преподавателей, аспирантов, которым приходится постоянно содержать в лабораториях небольшое число водных животных. Она может также оказаться полезной и рыбоводам-практикам, поскольку проблемы качества воды мало зависят от размера рыбоводных систем. Они одинаково актуальны и для 40-литровых аквариумов, и для рыбоводной системы вместимостью 40 000 м³.

Термин «водные животные», употребляемый в книге, в полной мере относится и к рыбам, и к беспозвоночным, как к морским, так и пресноводным, поскольку стандарты качества воды и способы ее очистки в общем сходны для пресноводных и морских систем.

Книга состоит из двух частей. В первой части рассматривается отрицательное воздействие, которое водные организмы оказывают на среду своего обитания в замкнутых системах. Во второй части показано, как токсичные элементы среды влияют на физиологическое состояние организмов. В обеих частях излагаются и теоретические, и практические принципы очистки воды. При этом предполагается, что читатель более осведомлен в биологии, чем в химии, поэтому из теоретических вопросов рассматриваются только те, которые имеют непосредственное отношение к практическим выводам. Автор избегал сложных математических и термодинамических выражений, описывающих происходящие в аквариумах процессы, поскольку в практике они не используются. Наконец, в списке литературы представлены лишь опубликованные работы, и он не претендует на исчерпывающую полноту.

Стефен Спотт

*Ниагара-Фолс, Нью-Йорк
Май 1970 г.*

Предисловие ко второму изданию

Один из редакторов, просматривая первое издание этой книги, обратил внимание на то, что название «Выращивание рыб и беспозвоночных» неверно, поскольку проблемы выращивания водных животных в ней не рассматривались. Он был прав, и я приношу извинения читателям, которых ввел в заблуждение. К сожалению, при переиздании трудно поменять название, и я должен признать, что и во втором издании методы выращивания рыб и беспозвоночных не рассматриваются. Второе издание, как и первое, посвящено проблемам очистки воды в замкнутых системах. В этот раз в книге рассмотрены только аквариальные системы, плотность посадки животных в которых невелика. В промышленных рыбоводных замкнутых системах часто возникают специфические трудности из-за высоких плотностей посадки.

Книга практически полностью переработана, однако были приложены все усилия для того, чтобы текст остался кратким, доходчивым и максимально полезным для практических целей. Теоретические вопросы также изложены с практической точки зрения. Как и в первом издании, список литературы не претендует на полноту, однако в нем представлены опубликованные работы по данному вопросу.

Стефен Спотт

*Мистик, Коннектикут
Февраль 1979 г.*

Глава 1

Биологическая очистка воды

Биологическая очистка воды включает важнейшие процессы, происходящие в замкнутых аквариальных системах. Под биологической очисткой будем понимать минерализацию, нитрификацию и диссимиляцию соединений, содержащих азот, бактериями, обитающими в толще воды, гравии и детрите фильтра. Организмы, выполняющие эти функции, всегда присутствуют в толще фильтра. В процессе минерализации и нитрификации азотсодержащие вещества переходят из одной формы в другую, однако азот остается в воде. Удаление азота из раствора происходит только в процессе денитрификации (см. раздел 1.3).

Биологическая фильтрация является одним из четырех способов очистки воды в аквариумах. Три других способа — механическая фильтрация, физическая адсорбция и дезинфекция воды — рассматриваются ниже. Схема процесса очистки воды показана на рис. 1.1, а круговорот азота в аквариуме, включающий процессы минерализации, нитрификации и денитрификации, — на рис. 1.2.

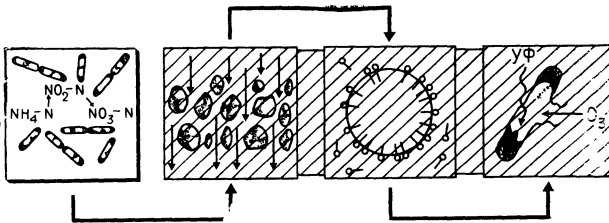


Рис. 1.1. Место биологической фильтрации в процессе очистки воды. Слева направо — биологическая очистка, механическая фильтрация, физическое осаждение, дезинфекция

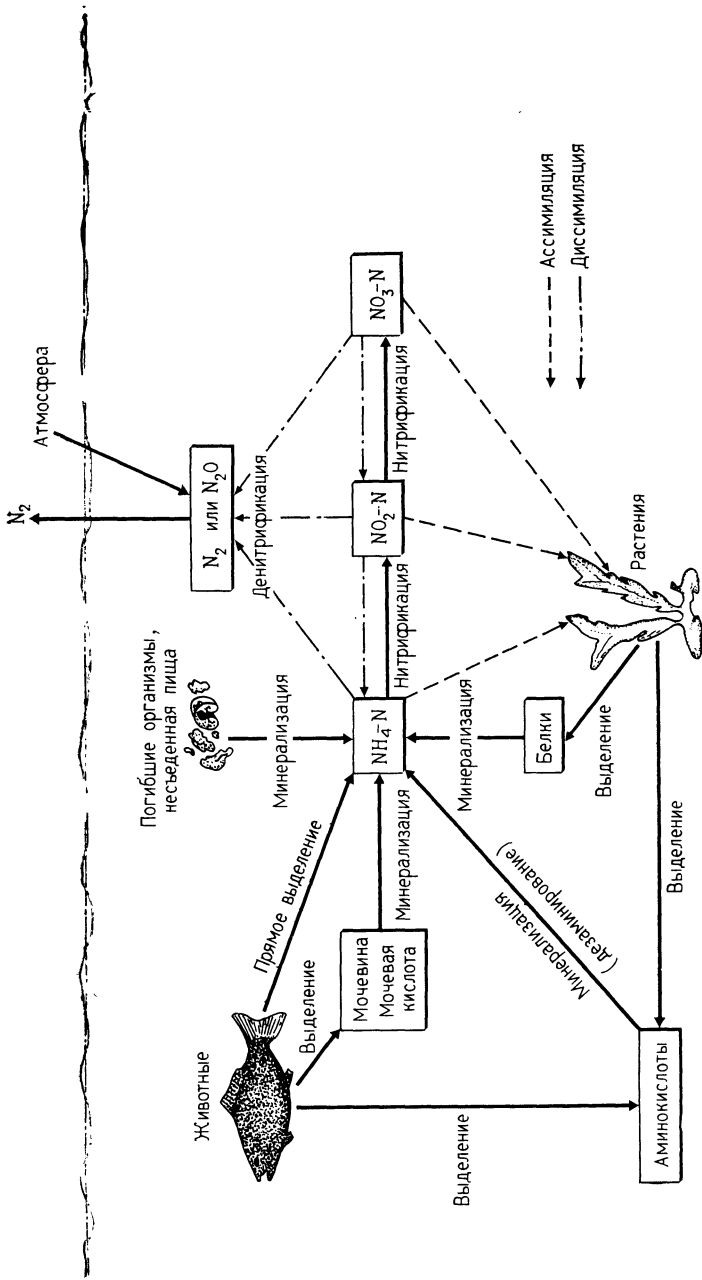
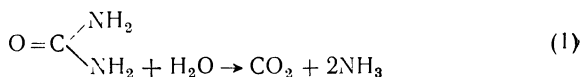


Рис. 1.2. Круговорот азота в аквариальных замкнутых системах

1.1. Минерализация

Гетеротрофные и автотрофные бактерии — основные группы микроорганизмов, обитающих в аквариумах*. Гетеротрофные виды утилизируют органические азотсодержащие компоненты выделений водных животных в качестве источника энергии и превращают их в простые соединения, например аммоний**. Минерализация этих органических веществ — первый этап биологической очистки.

Минерализация азотсодержащих органических соединений может начинаться с расщепления белков и нуклеиновых кислот и образования аминокислот и органических азотистых оснований. Дезаминирование — это процесс минерализации, в ходе которого отщепляется аминогруппа с образованием аммония. Примером дезаминирования может служить расщепление мочевины с образованием свободного аммиака (NH_3)



Подобная реакция может идти чисто химическим путем, однако дезаминирование аминокислот и сопутствующих им соединений требует участия бактерий.

1.2. Нитрификация

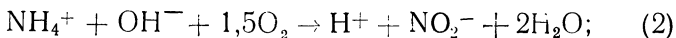
После того как органические соединения переведены гетеротрофными бактериями в неорганическую форму, биологическая очистка вступает в следующую стадию, получившую название «нитрификация». Под этим процессом понимают биологическое окисление аммония до нитритов (NO_2^- , определяемых как NO_2-N) и нитратов (NO_3 , определяемых в виде NO_3-N). Нитрификация осуществляется главным образом автотрофными бактериями. Автотрофные организмы в отличие от гетеротрофных способны усваивать неорганический углерод

* Под термином «аквариум» в данной книге понимается аквариальная замкнутая система с устройством для очистки циркулирующей в ней воды.— *Прим. ред.*

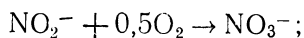
** Термин «аммоний» относится к сумме ионов аммония (NH_4^+) и свободного аммиака (NH_3), определяемых аналитическим путем как NH_4-N .

(главным образом CO_2) для построения клеток своего организма.

Автотрофные нитрифицирующие бактерии в пресноводных, солоноватоводных и морских аквариумах представлены в основном родами *Nitrosomonas* и *Nitrobacter*. *Nitrosomonas* окисляет аммоний до нитритов, а *Nitrobacter* — нитриты до нитратов.



$$\Delta G^0 = -59,4 \text{ ккал};$$



$$\Delta G^0 = -18 \text{ ккал}^*. \quad (3)$$

Обе реакции идут с поглощением энергии. Смысл уравнений (2) и (3) заключается в превращении токсичного аммония в нитраты, которые гораздо менее ядовиты. Эффективность процесса нитрификации зависит от следующих факторов: наличия токсикантов в воде, температуры, рН, содержания растворенного в воде кислорода, солености и площади поверхности фильтра.

Токсичные вещества. При определенных условиях многие химические вещества подавляют нитрификацию. При добавлении в воду эти вещества либо подавляют рост и размножение бактерий, либо нарушают внутриклеточный обмен бактерий, лишая их способности к окислению.

Коллинз с соавторами (Collins et al., 1975, 1976), а также Левайн и Мид (Levine and Meade, 1976) сообщали, что многие антибиотики и другие средства, применяемые для лечения рыб, не влияли на процесс нитрификации в пресноводных аквариумах, в то время как другие оказывались в разной степени токсичными. Параллельные исследования в морской воде не проводились, а приведенные результаты не следует распространять на морские системы.

Приведенные в трех указанных работах данные представлены в табл. 1.1. Результаты исследований не вполне сопоставимы из-за различий в применявшихся мето-

* $\Delta G^0 = \Delta G$ — термодинамический потенциал, характеризующий свободную энергию химической реакции. Знак при цифре определяет направление течения процесса (экзотермический или эндотермический), а абсолютное значение величины отражает термодинамические возможности данной реакции.— *Прим. ред.*

Таблица 1.1. Влияние терапевтических норм растворенных антибиотиков и лечебных препаратов на нитрификацию в пресноводных аквариумах (Collins et al., 1975, 1976; Levine and Meade, 1976)

Вещество	Концентрация, мг/л	Снижение активности бактерий, %	Источник***
Хлорамфеникол	50	0	б
	50	84	в
Окситетрациклин	50	0	б
Сульфамеразин	50	0	б
Сульфаниламид	25	65	с
Эритромицин	50	100	б
Нифурпиринол	1	0	б
	0,1	20	в
	4	44	в
Хлоротетрациклин	10	76	в
Формалин	25*	0	а
	15	27	в
Малахитовый зеленый	0,1	0	а
Формалин + малахитовый зеленый	25+0,1	0	а
Метиленовый синий	5	100	а
	1	92	в
Сульфат меди	1**	0	а
	5	0	в
Перманганат калия	4	0	а
	1	86	в

* Соответствует 10 мг/л формальдегида.

** Жесткость воды 30 мг CaCO₃/л.

*** а — Collins et al., 1975; б — Collins et al., 1976; в — Levine and Meade, 1976.

диках. Коллинз с соавторами изучал влияние лекарственных препаратов в пробах воды, взятых непосредственно из работающих бассейнов с биофильтрами, где содержалась рыба. Левайн и Мид использовали для опытов чистые бактериальные культуры. Примененные ими методы, по-видимому, отличались более высокой чувствительностью по сравнению с обычными. Так, в их опытах формалин, малахитовый зеленый и нифурпиринол обладали средней токсичностью для нитрифицирующих бактерий, в то время как Коллинз с соавторами (Collins et al., 1975, 1976) показал безвредность тех же препаратов. Левайн и Мид полагали, что расхождения связаны с более высоким содержанием автотрофных

бактерий в чистых культурах и порог инактивации был бы выше в присутствии гетеротрофных бактерий и при более высокой концентрации растворенных органических веществ.

Из данных табл. 1.1. видно, что эритромицин, хлоротетрациклин, метиленовый синий и сульфаниламид обладают четко выраженной токсичностью в пресной воде. Наиболее токсичным среди изучавшихся веществ оказался метиленовый синий. Результаты, полученные при испытании хлорамфеникола и перманганата калия, противоречивы.

И Коллинз с соавторами (Collins et al., 1975) и Левин и Мид (1976) сходятся в том, что сульфат меди существенно не подавляет нитрификацию (см. табл. 1.1). Возможно, это результат связывания свободных ионов меди с растворенными органическими соединениями. Томлинсон и другие (Tomlinson et al., 1966) обнаружили, что ионы тяжелых металлов (Cr, Cu, Hg) гораздо сильнее воздействуют на *Nitrosomonas* в чистой культуре, чем в активном иле. Они предположили, что это объясняется образованием химических комплексов между ионами металлов и органическими веществами. Длительное воздействие тяжелых металлов оказывалось более эффективным, чем кратковременное, по-видимому, из-за того, что адсорбционные связи органических молекул были полностью использованы.

Температура. Многие виды бактерий могут переносить значительные колебания температуры, хотя их активность временно уменьшается. Период адаптации, называемый временной температурной инактивацией (ВТИ), часто проявляется при резких изменениях температуры. Обычно ВТИ заметна при резком охлаждении воды; повышение температуры, как правило, ускоряет биохимические процессы и поэтому период адаптации может остаться незамеченным. Срнa и Баггали (Srna and Baggaley, 1975) изучали кинетику нитрификационных процессов в морских аквариумах. Повышение температуры всего на 4°C приводило к ускорению окисления аммония и нитритов на 50 и 12% соответственно по сравнению с исходным уровнем. При снижении температуры воды на 1°C скорость окисления аммония уменьшалась на 30%, а при понижении темпера-

туры на 1,5°C скорость окисления нитритов уменьшалась на 8% по сравнению с исходным уровнем.

pH. Кавай и др. (Kawai et al., 1965) обнаружили, что при pH менее 9 нитрификация в морской воде подавляется сильнее, чем в пресной. Они объяснили это пониженным природным pH пресной воды. По данным Секи (Saeki, 1958), окисление аммония в пресноводных аквариумах при снижении pH подавляется. Оптимальные значения pH для окисления аммония 7,8, для окисления нитритов 7,1. Оптимальным диапазоном pH для процесса нитрификации Секи считал 7,1—7,8. Српа и Баггали (Srpa and Baggaley, 1975) показали, что морские бактерио-нитрификаторы были наиболее активны при pH 7,45 (диапазон 7—8,2).

Растворенный в воде кислород. Биологический фильтр можно сравнить с огромным дышащим организмом. При правильной работе он потребляет значительное количество кислорода. Потребности водных организмов в кислороде измеряют в единицах БПК (биологическое потребление кислорода). БПК биологического фильтра частично зависит от нитрификаторов, но в основном оно обусловлено активностью гетеротрофных бактерий. Хираяма (Hirayama, 1965) показал, что при высоком биологическом потреблении кислорода фильтром активно действовала многочисленная популяция нитрификаторов. Он пропускал морскую воду через слой песка действующего биологического фильтра. Перед фильтрованием содержание кислорода в воде составляло 6,48 мг/л, после прохождения слоя песка толщиной 48 см оно снизилось до 5,26 мг/л. В то же время содержание аммония снизилось с 238 до 140 мг·экв./л, а нитритов — со 183 до 112 мг·экв./л.

В фильтровальном слое присутствуют как аэробные, так и анаэробные бактерии, однако в хорошо аэрируемых аквариумах преобладают аэробные формы. В присутствии кислорода рост и активность анаэробных бактерий подавляются, поэтому нормальная циркуляция воды через фильтр сдерживает их развитие. Если содержание кислорода в аквариуме снижается, происходит либо увеличение численности анаэробных бактерий, либо переход от аэробного дыхания к анаэробному. Многие продукты анаэробного обмена токсичны. Минерализация может происходить и при пониженном содержа-

нии кислорода, но механизм и конечные продукты в этом случае другие. В анаэробных условиях этот процесс идет скорее как ферментативный, чем как окислительный, с образованием вместо азотистых оснований органических кислот, двуокси углерода и аммония. Эти вещества наряду с сероводородом, метаном и некоторыми другими соединениями придают задыхающемуся фильтру характерный гнилостный запах.

Соленость. Многие виды бактерий способны обитать в водах, ионный состав которых значительно колеблется, при условии, что изменения солености будут происходить постепенно. ЗоБелл и Миченер (ZoBell and Michener, 1938) обнаружили, что большинство бактерий, выделенных из морской воды в их лаборатории, можно выращивать и в пресной воде. Многие бактерии переносили даже прямую пересадку. Все 12 видов бактерий, считавшихся исключительно «морскими», были успешно переведены в пресную воду путем постепенного разбавления морской воды (каждый раз добавляли по 5% пресной воды).

Бактерии биологического фильтра очень устойчивы к колебаниям солености, хотя, если эти изменения значительны и внезапны, активность бактерий подавляется. Српа и Баггали (Srpa and Baggaley, 1975) показали, что снижение солености на 8% и повышение на 5% не оказывали влияния на скорость нитрификации в морских аквариумах. При нормальной солености воды в морских аквариальных системах нитрифицирующая активность бактерий была максимальной (Kawai et al., 1965). Интенсивность нитрификации уменьшалась как при разбавлении, так и при увеличении концентрации раствора, хотя некоторая активность сохранялась даже после повышения солености воды вдвое. В пресноводных аквариумах активность бактерий была максимальной перед добавлением в воду хлористого натрия. Сразу после того, как соленость сравнялась с соленостью морской воды, нитрификация прекратилась.

Есть данные о том, что соленость влияет на скорость нитрификации и даже на количество конечных продуктов. Кул и Манн (Kuhl and Mann, 1962) показали, что нитрификация протекала быстрее в пресноводных аквариальных системах, чем в морских, хотя нитритов и нитратов больше образовывалось в последних. Каваи

и др. (Kawai et al., 1964) получили сходные результаты, которые представлены на рис. 1.3.

Площадь поверхности фильтра. Каваи и др. (Kawai et al., 1964) обнаружили, что концентрация бактерий нитрификаторов в фильтре в 100 раз выше, чем в протекающей через него воде. Это доказывает важность величины контактной поверхности фильтра для процессов нитрификации, поскольку она обеспечивает возможность прикрепления бактерий. Наибольшую площадь поверхности фильтрующего слоя в аквариумах обеспечивают частицы гравия, причем процесс нитрификации происходит в основном в верхней части гравийного фильтра (Kawai et al., 1965; Yoshida, 1967), как показано на рис. 1.4. Каваи и др. (1965) определили, что в 1 г песка из верхнего слоя фильтра в морских аквариумах содержится 10^5 бактерий — окислителей аммония и 10^6 — окислителей нитратов. На глубине всего 5 см число микроорганизмов обоих типов снижалось на 90%.

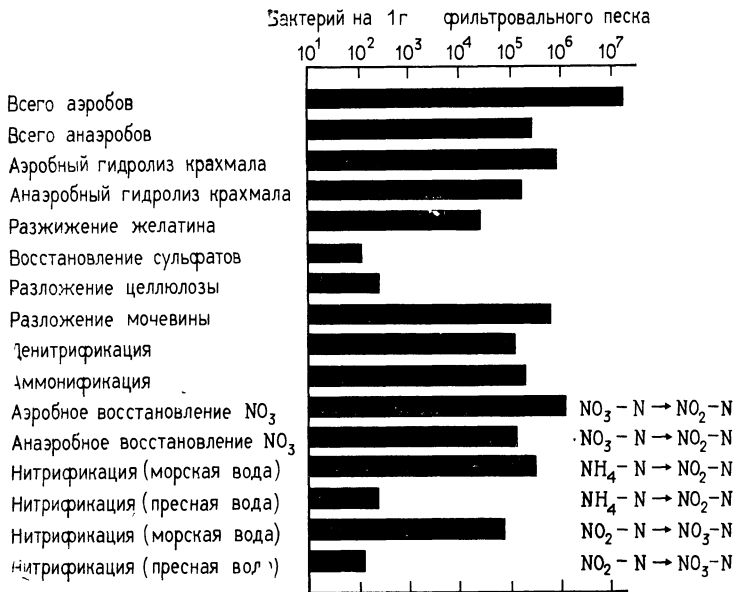


Рис. 1.3. Численность бактерий фильтровального слоя в малых пресноводных и морских аквариальных системах через 134 дня (Kawai et al., 1964)

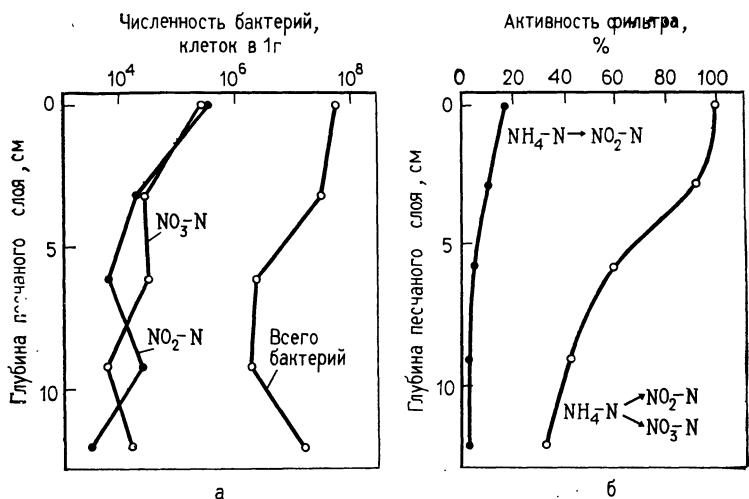


Рис. 1.4. Концентрация (а) и активность (б) нитрифицирующих бактерий на разной глубине фильтра в морском аквариуме (Yoshida, 1967)

Форма и размер частиц гравия также важны: мелкие зерна имеют большую поверхность для прикрепления бактерий, чем такое же количество по массе крупного гравия, хотя очень мелкий гравий нежелателен, так как он затрудняет фильтрацию воды. Зависимость между размерами частиц и площадью их поверхности легко продемонстрировать на примерах. Шесть кубиков массой по 1 г имеют в общей сложности 36 единиц поверхности, в то время как один кубик массой 6 г имеет только 6 поверхностей, каждая из которых больше отдельной поверхности маленького кубика. Общая площадь шести однограммовых кубиков в 3,3 раза больше площади поверхности одного 6-граммового кубика. По данным Секи (Saeki, 1958), оптимальный размер частиц гравия для фильтров 2—5 мм.

Угловатые частицы имеют большую поверхность, чем округлые. Шар имеет минимальную площадь поверхности на единицу объема по сравнению со всеми остальными геометрическими формами.

Накопление детрита в фильтре обеспечивает дополнительную поверхность и улучшает нитрификацию. Со-

гласно данным Секи (Saeki, 1958) 25% нитрификации в аквариальных системах приходится на долю бактерий, населяющих детрит.

1.3. Диссимиляция

Процесс нитрификации приводит к высокой степени окисления неорганического азота. Диссимиляция, «азотное дыхание», или процесс восстановления, развивается в противоположном направлении, возвращая конечные продукты нитрификации к низкой степени окисления. В пересчете на общую активность окисление неорганического азота значительно превосходит его восстановление, и нитраты накапливаются. Помимо диссимиляции, которая обеспечивает выделение части свободного азота в атмосферу, неорганический азот может быть удален из раствора путем регулярной замены части воды в системе, за счет усвоения высшими растениями или при помощи ионообменных смол. Последний способ удаления свободного азота из раствора применим только в пресной воде (см. раздел 3.3).

Диссимиляция — преимущественно анаэробный процесс, который идет в слоях фильтра, испытывающих дефицит кислорода. Бактерии — денитрификаторы, обладающие восстановительной способностью, обычно либо полные (облигатные) анаэробы, либо аэробы, способные переходить на анаэробное дыхание в бескислородной среде. Как правило, это организмы-гетеротрофы, например некоторые виды *Pseudomonas*, могут восстанавливать ионы нитратов (NO_3^-) в условиях дефицита кислорода (Painter, 1970).

При анаэробном дыхании бактерии-диссимиляторы усваивают окись азота (NO_3^-) вместо кислорода, восстанавливая азот до соединений с низким окислительным числом: нитритов, аммония, двуокиси азота (N_2O) или свободного азота (N_2). Состав конечных продуктов определяется видом бактерий, участвующих в восстановительном процессе. Если неорганический азот восстанавливается полностью, т. е. до N_2O или N_2 , процесс диссимиляции называют денитрификацией. В полностью восстановленном виде азот может быть удален из воды и выделен в атмосферу, если его парциальное давление в растворе превышает его парциальное давление в ат-

мосфере. Таким образом, денитрификация в отличие от минерализации и нитрификации снижает уровень неорганического азота в воде.

1.4. «Сбалансированный» аквариум

«Сбалансированный» аквариум — это такая система, в которой активность бактерий, населяющих фильтр, уравновешена с количеством поступающих в раствор органических энергетических веществ. По уровню нитрификации можно судить о «сбалансированности» и пригодности новой аквариальной системы для содержания водных организмов. Вначале лимитирующим фактором является высокое содержание аммония. Обычно в тепловодных (выше 15°C) аквариальных системах оно снижается спустя две недели, а в холодноводных (ниже 15°C) — за более длительный срок. Аквариум может быть готов к приему животных в течение первых двух недель, но он еще не совсем уравновешен, поскольку многие важные группы бактерий еще не стабилизировались. Каваи и др. (Kawai et al., 1964) описали состав популяции бактерий морской аквариальной системы.

1. Аэробные. Их число за 2 недели после посадки рыбы увеличилось в 10 раз. Максимальная численность — 10^8 организмов в 1 г песка фильтра — отмечена спустя 2 недели. Спустя 3 мес популяция бактерий стабилизировалась на уровне 10^7 экз. на 1 г песка фильтра.

2. Бактерии, разлагающие белок (аммонификаторы). Первоначальная плотность (10^3 экз./г) возросла в 100 раз за 4 недели. Через 3 мес популяция стабилизировалась на уровне 10^4 экз./г. Столь резкое увеличение численности этого класса бактерий было вызвано внесением корма (свежей рыбы), богатого белком.

3. Бактерии, разлагающие крахмал (углеводы). Начальная численность составляла 10% общего числа бактерий в системе. Затем она постепенно возрастала, а через 4 недели начала снижаться. Популяция стабилизировалась спустя 3 мес на уровне 1% общей численности бактерий.

4. Бактерии-нитрификаторы. Максимальная численность бактерий, окисляющих нитриты, отмечалась через 4 недели, а «нитратных» форм — через 8 недель. Спустя 2 недели «нитритных» форм было больше, чем «нитрат-

ных». Численность стабилизировалась на уровне 10^5 и 10^6 экз. соответственно. Существует разница во времени между снижением содержания аммония в воде и окислением нитритов в начале нитрификации, обусловленная тем, что рост *Nitrobacter* подавлен присутствием ионов аммония (Anthonisen et al., 1976; Lees, 1952). Эффективное окисление нитритов возможно лишь после того, как большая часть ионов будет преобразована *Nitrosomonas*, как показано на рис. 1.5. Сходным образом максимум нитритов в растворе должен проявиться до начала накопления нитратов.

Высокое содержание аммония в новой аквариальной системе может быть вызвано несбалансированностью численности автотрофных и гетеротрофных бактерий. В начале работы новой системы рост гетеротрофных организмов превышает рост автотрофных форм. Много аммония, образовавшегося в процессе минерализации, усваивается некоторыми гетеротрофами. Другими словами, четко разграничить гетеротрофную и автотрофную переработку аммония невозможно. Активное окисление аммония бактериями-нитрификаторами проявляется только после сокращения и стабилизации численности гетеротрофных бактерий (Quastel and Scholefield, 1951).

Численность бактерий в новом аквариуме имеет значение только до тех пор, пока она не стабилизируется для каждого типа. Впоследствии колебания в поступлении энергетических веществ компенсируются увеличением активности обменных процессов в отдельных клетках без увеличения их общей численности.

В исследованиях Квастела и Шоулфилда (Quastel and Scholefield, 1951) и Срны и Баггали (Srna and Baggaley, 1975) показано, что плотность популяции нитрифицирующих бактерий, населяющих фильтр определенной площади, относительно постоянна и не зависит от концентрации поступающих энергетических веществ.

Общая окислительная способность бактерий в сбалансированном аквариуме тесно связана с ежедневным поступлением окисляемого субстрата. Внезапное увеличение численности выращиваемых животных, их массы, количества вносимых кормов приводит к заметному возрастанию содержания аммония и нитритов в воде. Такое положение сохраняется до тех пор, пока бактерии не адаптируются к новым условиям.

Продолжительность периода повышенного содержания аммония и нитритов зависит от величины дополнительной нагрузки на перерабатывающую часть водной системы (см. раздел 1.5). Если она находится в пределах максимальной производительности биологической системы, равновесие в новых условиях в теплой воде обычно восстанавливается через 3 дня, а в холодной воде — значительно позднее. Если дополнительная нагрузка превышает возможности системы, содержание аммония и нитритов будет постоянно возрастать.

Минерализация, нитрификация и денитрификация — процессы, протекающие в новом аквариуме более или менее последовательно. В установившейся системе они идут почти одновременно. В «сбалансированной» системе содержание аммония ($\text{NH}_4\text{-N}$) составляет менее 0.1 мг/л, а все улавливаемые нитриты — результат денитрификации. Упомянутые процессы идут согласованно, без отставания, поскольку все поступающие энергетические вещества быстро усваиваются.

1.5. Устройство фильтра

Устройству гравийных фильтров предшествуют определение общих параметров, подготовка фильтровальной платы и расчет эрлифта. Устройство эрлифтов рассмотрено в разделе 5.1.

Основные требования. Гравийные фильтры полностью обеспечивают биологическую и механическую очистку воды, необходимую для большинства даже очень больших аквариальных систем, поэтому требования к биологической и механической очистке воды одинаковы и заключаются в следующем: площадь поверхности филь-

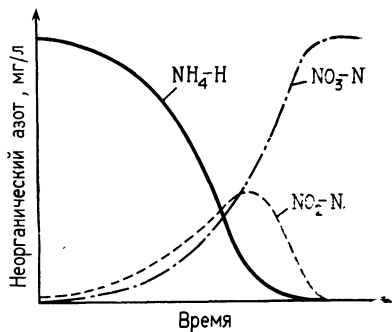


Рис. 1.5. Упрощенные нитрификационные кривые, отражающие последовательное возрастание и уменьшение содержания аммония и нитритов и увеличение содержания нитратов в замкнутых системах (Anthonisen et al., 1976)

тра должна быть равна площади аквариума, размеры частиц гравия должны составлять 2—5 мм, гравий должен быть отсортирован по размерам частиц, толщина фильтрующего слоя должна быть одинаковой по всей площади фильтра, частицы гравия должны быть неправильной угловатой формы, расход воды должен составлять примерно $0,7 \cdot 10^{-3}$ м/с*, минимальная толщина фильтра должна быть 7,6 см.

Распределение бактерий в фильтрующем слое непосредственно зависит от его толщины, которая косвенно влияет и на эффективность переработки органических веществ в воде. Каваи с соавторами (Kawai et al., 1965) показал, что в морском аквариуме гетеротрофные бактерии были наиболее многочисленны на поверхности фильтрующего слоя (около 10^8 экз. на 1 г песка), а на глубине 10 см их число снижалось почти на 90%. Подобная тенденция сохранялась и для автотрофных видов. Популяция бактерий-окислителей аммония и нитритов, плотность которых в поверхностном слое составляла соответственно 10^5 и 10^6 экз./г, уменьшалась на 90% на глубине всего 5 см. Исходя из этого Каваи и др. (Kawai et al., 1965) рекомендовали устраивать неглубокие фильтры с большой поверхностью. Йошида (Yoshida, 1967) сообщал, что в морских аквариумах максимальная активность нитрифицирующих бактерий отмечена в верхних слоях фильтра (см. рис. 1.4). С увеличением толщины слоя активность резко снижалась. Таким образом, требование, чтобы поверхность фильтрующего слоя равнялась площади аквариума, является основным.

Хираяма (Hirayama, 1965) показал, что зависимость эффективности переработки органических веществ от толщины фильтра носит непрямой характер в тех случаях, когда критерием служила ОСФ (окислительная способность фильтра). ОСФ можно выразить как скорость биологического потребления кислорода — БПК/мин. И наоборот, время, необходимое для прохождения воды через фильтр, должно положительно коррелировать с ОСФ. Хираяма показал, что толстые фильтры не имеют преимуществ, так как время, необ-

* Единица измерения м/с представляет собой преобразованную единицу $\text{м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, описывающую объем воды, протекающей через 1 м² площади поверхности фильтра за единицу времени.— *Прим. ред.*

ходимое для прохождения воды через фильтр, пропорционально его толщине. В доказательство этой точки зрения Хираяма поставил эксперимент, в котором отработанная вода проходила через четыре фильтра, различавшихся только по толщине. Время, необходимое для прохождения воды через фильтр, поддерживали постоянным путем изменения расхода воды. В конце опыта оказалось, что ОСФ оставалась одинаковой, несмотря на то, что толщина фильтров была разной. Таким образом, толстые фильтры требуют больших расходов воды, чем тонкие.

Фильтровальные платы. Фильтровальная плата отделяет фильтрующий слой от дна аквариума. Важно плотно склеить края платы со стенками аквариума, чтобы под нее не просыпался гравий. Для больших аквариумов фильтровальная плата может быть изготовлена из любого пористого материала, не подвергающегося коррозии в воде. В аквариумах «Ниагара-Фолс» и «Мистик Маринлайф» применены гофрированные листы из армированного стекловолокна и сетка из эпоксидной смолы и армированного стекловолокна. В гофрированных листах с помощью настольной циркулярной пилы, оборудованной фрезой для резьбы по пластмассе, следует прорезать щели перпендикулярно ребрам жесткости. Ширина щели (рис. 1.6) 1 мм, длина 2,5 см, расстояние между щелями 5 см. После этого панели укладывают прорезями вниз в аквариум и заделывают стыки с помощью ленты из стекловолокна (ширина 5 см) и силиконового клея (жидкого стекла). После того как клей полностью затвердеет, можно насыпать слой гравия и разравнять его по плате.

При использовании сетки ее разрезают на куски требуемого размера, затем покрывают сверху пластиковым ситом* и закрепляют его на сетке с помощью лески или стальной нержавеющей проволоки. Затем стыки герметизируют силиконовым клеем. И листы, и сетки должны быть отделены от дна аквариума специальными подставками, например из бетона, или половинками полихлорвиниловых труб требуемой длины, разрезанных

* Поскольку пластиковые сита для нужд рыбоводства отечественной промышленностью не выпускаются, хорошей заменой может служить капроновое мельничное сито (газ) (№ 7—17).— *Прим. ред.*

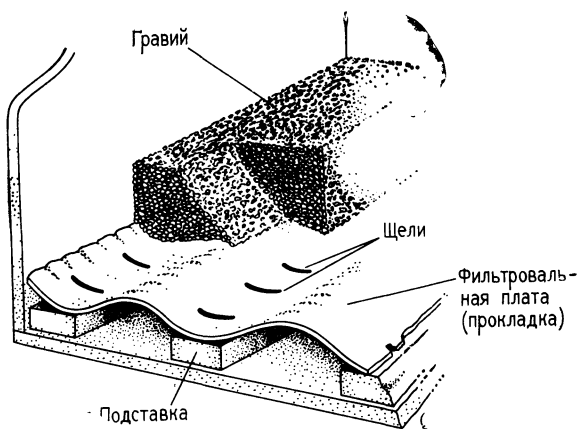


Рис. 1.6. Поперечный разрез аквариума, показывающий устройство фильтровальной платы из гофрированного стеклопластика (Анонимный автор, 1971)

вдоль и установленных на края. Важно, чтобы вода могла свободно циркулировать между прокладками. Бетонные подставки покрывают тремя слоями эпоксидного клея, особенно в морских аквариумах, для предохранения бетона от эрозии. Подставки не следует прикреплять ни к фильтровальной плате, ни к дну аквариума.

Производительность фильтра. Важным аспектом биологической очистки воды является производительность фильтра, которую определяют по максимальному количеству животных, способных жить в данной аквариальной системе. Хираяма (Hirayama, 1966a) предложил следующую формулу для расчета производительности фильтра в морских аквариумах*.

$$\sum_{i=0}^p \frac{10W_i}{0,70/V_i} + \frac{0,95 \cdot 10^3}{G_i D_i} \geq \sum_{j=1}^q (B_j^{0,544} \cdot 10^2) + 0,051F, \quad (4)$$

где W — площадь поверхности фильтра, m^2 ; V — скорость фильтрации, т. е. скорость протекающей через фильтр воды, $см/мин$; D — толщина слоя гравия, $см$; p — число фильтров, установленных в аквариуме; G — коэффициент размера частиц; B — масса тела отдельного животного, $г$; F — количество корма, ежедневно поступающего в аквариум, $г$; q — число животных.

* Уравнение пригодно и для пресноводной системы, однако оно нуждается в уточнении.

Левая часть уравнения описывает окислительную способность фильтра (ОСФ), выраженную количеством O_2 (в мг), потребляемым в минуту.

$$G = \frac{1}{R_1} x_1 + \frac{1}{R_2} x_2 + \frac{1}{R_3} x_3 + \dots + \frac{1}{R_n} x_n, \quad (5)$$

где R — средний размер частиц гравия в каждой фракции (если фильтр многослойный), мм; x — доля каждой фракции, %.

Правая часть уравнения (4) характеризует скорость «загрязнения» воды животными. Она также выражается количеством O_2 (в мг), потребляемым в минуту.

Как видно из формулы (4), окислительная способность фильтра может быть больше или равна скорости «загрязнения» воды животными. Важно также отметить, что чем меньше масса отдельных животных, тем ниже производительность аквариальной системы. Другими словами, производительность биологического фильтра не является простой функцией массы животных. Система, которая может обеспечить жизнедеятельность одной рыбы массой 100 г, может не выдержать нагрузку от 10 рыб массой по 10 г. Предположим, в гипотетическом аквариуме $W=0,36$ м², $V=10,5$ см/мин, $D=36$ см. Если гравий однороден по размеру и $R=4$ мм, то из уравнения (5) следует, что $G=(1/4) \cdot 100=25$. Подставив эти данные в левую часть уравнения (4), получим окислительную способность фильтра (ОСФ), которая эквивалентна скорости биологического потребления кислорода — БПК/мин.

$$\begin{aligned} \frac{10(0,36)}{0,70/10,5 + 0,95 \cdot 10^3/25(36)} &= \frac{3,6}{0,067 \cdot 950/100} - \frac{3,6}{0,067 + 1,055} = \\ &= \frac{3,6}{1,122} = 3,2 \text{ мг ОСФ/мин.} \end{aligned}$$

Предположим далее, что в аквариуме содержатся рыбы массой по 200 г и их суточный рацион составляет 5% массы тела. Из правой части уравнения (4) (ОСФ обозначена X) следует, что

$$X = \sum_{i=1}^q (B_i^{0,544} \cdot 10^{-2}) + 0,051F. \quad (6)$$

В табл. 1.2 приведены значения X для одной рыбы в зависимости от ее массы (в г) и величины суточного рациона (в % массы тела). Из табл. 1.2. следует, что

Таблица 1.2. Нагрузка на фильтр в зависимости от массы одной рыбы и величины суточного рациона (в % массы тела)

Масса тела, г	Суточный рацион, % массы тела				
	0	2,5	5	7,5	10
30	0,06	0,10	0,14	0,18	0,22
40	0,07	0,13	0,18	0,23	0,28
50	0,08	0,15	0,21	0,28	0,34
60	0,09	0,17	0,25	0,32	0,40
80	0,11	0,21	0,31	0,41	0,52
100	0,12	0,25	0,38	0,50	0,63
150	0,15	0,34	0,54	0,73	0,92
200	0,18	0,43	0,69	0,94	1,20
250	0,20	0,52	0,84	1,16	1,48
300	0,22	0,61	0,99	1,37	1,75
400	0,26	0,77	1,28	1,79	2,30
500	0,29	0,93	1,57	2,21	2,84
600	0,32	1,09	1,85	2,62	3,38
800	0,38	1,40	2,42	3,44	4,46
1000	0,43	1,70	2,97	4,25	5,53
1500	0,53	2,45	4,36	6,27	8,18
2000	0,62	3,17	5,72	8,27	10,80
3000	0,78	4,60	8,43	12,30	16,10
4000	0,91	6,01	11,10	16,20	21,30
5000	1,03	7,40	13,80	20,20	26,50
6000	1,14	8,79	16,40	24,10	31,70
8000	1,33	11,50	21,70	31,90	42,10
10000	1,50	14,20	27,00	39,70	52,50
20000	2,19	27,70	53,20	78,70	104,10
30000	2,72	40,90	79,20	117,50	155,70
40000	3,19	54,20	105,20	156,19	207,20

одна рыба массой 200 г, суточный рацион которой составляет 5% массы ее тела, создает «нагрузку» на фильтр, равную 0,69 ОСФ/мин. При этом $q = X/0,69 = 3,2/0,69 = 4,6$ рыбы, т. е. в аквариуме можно содержать четырех рыб. Применять эту методику следует с осторожностью. Нагрузка на фильтр изменяется по мере роста животных, а его производительность может быть внезапно превышена из-за гибели рыбы или при резком снижении содержания кислорода.

В качестве еще одного примера определим, можно ли в аквариуме из первого примера содержать 10 рыб по 50 г и одну массой 600 г при той же норме кормления — 5% массы тела ежедневно. Как видно из табл. 1.2, нагрузка на фильтр составит $10(0,21) + 1(1,85) = 3,95$ мг

ОСФ/мин. Ответ будет отрицательным, поскольку нагрузка на фильтр превышает его производительность, которая составляет 3,2 ОСФ/мин.

1.6. Практическое руководство

Правильная эксплуатация биологического фильтра включает меры по запуску нового фильтра и обеспечение надлежащего ухода за действующим фильтром.

Новый аквариум. Во время запуска нового фильтра лучше всего дать на него повышенную нагрузку, т. е. адаптировать его к несколько повышенной нагрузке по числу животных. Такой запас производительности фильтра предотвратит в дальнейшем повышение содержания аммония и нитритов при посадке в аквариум новых животных.

Для ввода в действие нового аквариума следует использовать только неприхотливых животных. Животных, чувствительных к аммонiu, можно выпускать в аквариум только после завершения процессов нитрификации. Лучше всего сначала запустить черепах. Они гораздо менее чувствительны к аммонiu, чем рыбы и многие беспозвоночные, кроме того, черепахи выделяют достаточное количество органических веществ для начала процессов минерализации и нитрификации.

Для морских и солоноватоводных аквариумов пригодны морские и бугорчатые черепахи, а для пресноводных — красноухая, каймановая и разрисованная черепахи. Из рыб наиболее устойчивы к аммонiu мурены, каменные окуни, карп и многие сомы. Среди беспозвоночных безболезненно переносят высокое содержание аммония омары и крабы.

Неплохим методом запуска фильтра является постепенное увеличение количества животных в аквариуме. Если неприхотливых животных нет, а виды, предназначенные для выращивания, чувствительны к аммонiu, число животных следует доводить до максимального постепенно. Например, если содержание аммония необходимо постоянно поддерживать на уровне $0,2 \text{ NH}_4\text{—N/l}$, численность животных следует увеличивать медленно, постепенно доводя содержание аммония до требуемого уровня, подсаживая новых особей не ранее, чем бактерии-нитрификаторы доведут содержание аммония до

0,2 мг/л или ниже. Эта методика весьма трудоемка. Первый способ — создание резервной производительности фильтра при помощи неприхотливых животных — быстрее и практичнее.

В холодной воде рост бактерий и их адаптация замедлены. Процессы биологической очистки могут быть ускорены, если до стабилизации процессов нитрификации подогреть воду и содержать в аквариуме теплолюбивые виды. Затем тепловодных животных можно удалить, температуру воды понизить, а в аквариум посадить столько же (а лучше меньше) по массе холодноводных животных. Иногда после посадки холодноводных животных отмечается слабое увеличение содержания в воде аммония и нитритов, даже если аквариум был предварительно «сбалансирован». Если разность температур не слишком велика, то концентрация аммония через несколько дней выровняется, что свидетельствует об адаптации бактерий к холоду. Увеличение содержания аммония можно свести к минимуму, если дать бактериям время для адаптации к пониженной температуре (96 ч), а уже после этого помещать в аквариум холодноводных животных.

Хорошим методом, позволяющим ускорить «запуск» нового фильтра, является перенесение в новый аквариум сформировавшейся популяции бактерий из действующего фильтра. В новый фильтр могут быть добавлены гравий и детрит из «сбалансированного» аквариума. Гравий следует брать из аквариума, где температура в течение нескольких недель была такой же, как и в новом аквариуме.

Смена воды в аквариуме. Избыток детрита нежелателен, так как он затрудняет протекание воды через фильтр. По мере накопления детрита в фильтре образуются вертикальные каналы, по которым вода протекает с наименьшим сопротивлением, обходя большую часть фильтровального слоя. В результате в фильтре начинается кислородное голодание, образуются бескислородные зоны, где подавляется рост аэробных бактерий. По этой же причине нежелательно использование очень мелкого песка или гравия, особенно в толстых фильтрах.

Удаление избыточного детрита осуществляется путем промывки верхнего слоя фильтра и переводом дет-

трита во взвесь. Затем он может быть удален сифоном одновременно с заменой 10% старой воды (промыть проводится один раз в 2 недели). Промывать гравий следует аккуратно. Каваи и др. (Kawai et al., 1965) отбирали 1 г песка с поверхности фильтра и промывали чистой морской водой. После этого нитрифицирующая способность образца снижалась на 40%. При повторной промывке она снижалась еще больше. При интенсивной промывке другого образца нитрифицирующая способность снизилась на 66%, а при последующей промывке — еще на 14%. Эти опыты показали, что значительная часть бактерий-нитрификаторов населяет детрит и при интенсивной промывке бактерии удаляются с поверхности фильтра. Фильтрующий слой — постоянная система. Гравий нельзя извлекать и промывать, так как при этом вместе с детритом удаляются микроорганизмы. В тех случаях, когда промывка фильтра совершенно необходима, делать это следует непосредственно в аквариуме, используя чистую воду той же солености. В морских аквариумах следует использовать чистую морскую воду, в солоноватых и пресноводных — соответственно солоноватую и отстоянную водопроводную воду.

На процессы нитрификации отрицательное влияние оказывают колебания температуры, рН, содержания растворенного кислорода и солености. Среди этих факторов наиболее существенными являются изменения температуры и солености. Менее важны колебания рН и содержания растворенного кислорода.

Необходимо иметь в виду, что растения и животные, которых обычно содержат в аквариумах, гораздо чувствительнее к изменениям физико-химических характеристик воды, чем бактерии. В связи с этим в первую очередь следует учитывать потребности менее устойчивых высших организмов и лишь затем бактерий, населяющих фильтр, отдельные клетки которых способны выживать в самых плохих условиях. Таким образом, все приведенные здесь диапазоны параметров среды хотя и являются узкими для бактерий, но не препятствуют нормальному развитию остальных гидробионтов.

Отклонения параметров внешней среды следует регистрировать ежедневно, а также перед сменой части воды или пополнении испарившейся воды. Содержание кислорода должно быть на уровне 100% насыщения, это

относится и к добавляемой воде. Это необходимо главным образом для содержащихся животных, так как нитрифицирующие бактерии не слишком требовательны к содержанию кислорода. Допустимый уровень колебаний рН в солоноватой и морской воде 8—8,3, в пресной — 7,1—7,8; рН добавляемой воды должен быть близок к рН в аквариуме.

Температура воды оказывает наиболее заметное влияние на процессы нитрификации, а возможно, и минерализации. При снижении температуры воды можно обнаружить отчетливую задержку в превращениях биогенных веществ. Повышение температуры обычно увеличивает активность бактерий. Большинство холоднокровных животных плохо переносят даже небольшие температурные колебания, если они происходят очень быстро (см. раздел 5.2.). Колебания температуры при замене части воды в аквариуме не должны превышать 1°C в сутки. Это означает, что добавляемую воду необходимо предварительно подогреть или охладить. Если аквариум эксплуатируется при комнатной температуре, воду для замены следует держать в той же комнате в закрытом сосуде и не использовать до тех пор, пока ее температура не сравняется с температурой воды в аквариуме.

Морская вода, предназначенная для замены, должна быть соответствующей солености. Разбавлять морскую воду для солоноватоводных аквариумов следует в отдельном сосуде, свежую воду добавлять небольшими порциями, делая перерывы, чтобы обитатели аквариума могли к ней адаптироваться. Приготовление воды требуемой солености в отдельном сосуде сводит к минимуму возможные ошибки и не нарушает установившейся в аквариуме солености. Более того, предварительное разбавление морской воды уменьшает возможность колебаний солености в ранее приготовленной среде.

Для восполнения потерь от испарения в аквариумах с любой соленостью и замены части воды в пресноводных аквариумах рекомендуется применять отстоянную водопроводную воду, т. е. воду, которую в течение трех дней держали в открытом сосуде для удаления хлора. В солоноватоводных и морских аквариумах испарение воды с поверхности ведет к увеличению солености, которое обычно не оказывает заметного влияния на

большинство организмов, так как происходит постепенно. Однако не следует допускать значительного повышения солености к моменту пополнения аквариума свежей пресной водой. Солоноватоводные и морские аквариумы необходимо закрывать для уменьшения испарения воды с поверхности и добавлять пресную воду уже при увеличении солености на 0,2‰.

Глава 2

Механическая фильтрация

Механическую фильтрацию применяют для уменьшения мутности воды в аквариумах. Мутность может увеличиваться в результате периодических «вспышек» развития водорослей или бактерий, но обычно она — следствие образования в воде взвесей. Взвеси различаются по размеру образующихся частиц и их происхождению. Мельчайшие частицы, образующие взвеси, слипаясь, превращаются в скопления — агрегаты, которые, склеиваясь, в свою очередь формируют детрит. Детрит — это хорошо заметный коричневый налет, который обычно образуется на поверхности старых фильтров. В состав детрита входят органические и неорганические компоненты, на которых позже поселяются живые микроорганизмы. В данной книге частицы, агрегаты, детрит, свободно плавающие водоросли и бактерии все вместе называются взвешенным органическим веществом (ВОВ), за исключением особо оговоренных случаев.

При механической фильтрации ВОВ улавливается специальным субстратом или сетками. В схеме очистки воды механическая фильтрация следует за биологической очисткой, но предшествует физической адсорбции и дезинфекции (рис. 2.1.). Биологическая и механическая очистка происходят на гравийных фильтрах одновременно, и требования, предъявляемые к обоим процессам, одинаковы (см. раздел 1.5).

2.1. Образование взвесей в замкнутых системах

Бейлор с соавторами (Baylor et al., 1962) и Сатклифф и др. (Sutcliffe et. al., 1963) показали, что в морской воде частицы могут образовываться путем адсорбции на поверхности воздушных пузырьков раство-

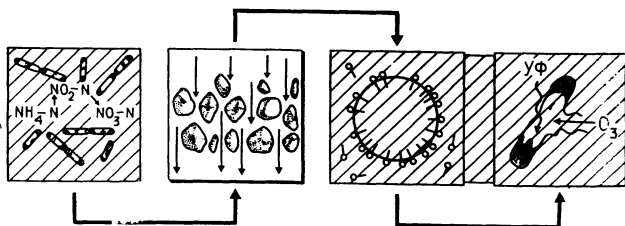


Рис. 2.1. Место механической фильтрации в схеме очистки воды

ренного органического вещества (РОВ). Батусинг и др. (Batoosingh et al., 1969) обнаружили, что «затравкой» при образовании агрегатов во время барботации могут служить мелкие частицы размером от 0,22 до 1,2 мкм. Они также показали, что любые частицы (живые и неживые) интенсифицируют образование агрегатов, и опровергли мнение Барбера (Barber, 1966) о том, что для нормального течения процесса необходимо присутствие живых бактерий.

Батусинг и др. (1969) обнаружили, что мелкие пузырьки воздуха более благоприятны для образования агрегатов, чем крупные. Это можно объяснить большей контактной поверхностью мелких пузырьков для адсорбции поверхностно-активного материала из раствора. Шелдон и др. (Sheldon et al., 1967) показали, что количество формирующихся частиц в фильтруемой морской воде может быть увеличено путем повышения концентрации РОВ. Удвоение ее (до 4 мг С/л) путем добавления глицина вызывало десятикратное увеличение количества частиц.

Батусинг и др. (1969) отметили, что в тех случаях, когда продолжительность аэрации в экспериментах варьировала, вначале образовывалось много агрегатов, а затем меньше, так что в ходе 24-часового эксперимента агрегатов образовывалось всего в 2 раза больше, чем при 3—6-часовом. Присутствие в воде естественных или искусственных частиц, по-видимому, тормозит дальнейшее образование агрегатов. Постоянная фильтрация по сравнению с периодической способствует образованию большего количества агрегатов в аквариумах. Таким образом, для образования в процессе аэрации взвесей в воде должны присутствовать иницирующие частицы, однако когда их слишком много, процесс тормозится.

Формирование агрегатов и детрита происходит, по-видимому, сходным образом. Процесс локализуется в двух местах: внутри эрлифтов и на границе водовоздушной среды, т. е. на поверхности воды у выхода из эрлифтов. Возможно, взвеси и детрит образуются на поверхности поднимающихся воздушных пузырьков в эрлифтах так же, как и в морской воде (Barber, 1966), где на пузырьках воздуха адсорбируются растворенные поверхностно-активные органические соединения. На поверхности воды пузырьки воздуха превращаются в мономолекулярную пленку, способную адсорбировать другие вещества. Если это предположение верно, то процесс образования взвесей и детрита в аквариумах с умеренным содержанием растворенного органического вещества (РОВ) может быть интенсифицирован пропусканием более мелких пузырьков, увеличением интенсивности барботации, постоянным удалением образующихся частиц путем механической фильтрации. Фильтрация позволяет отводить избыток частиц, которые замедляют процесс дальнейшего детритообразования. Представляется, что ускорение процесса образования взвесей и детрита является действенным средством, косвенно снижающим содержание РОВ в воде. (Методы непосредственного удаления РОВ из раствора путем физической адсорбции рассмотрены в главе 3). Естественно, этот процесс должен быть дополнен отфильтровыванием детрита вместе с РОВ, адсорбированным при его формировании.

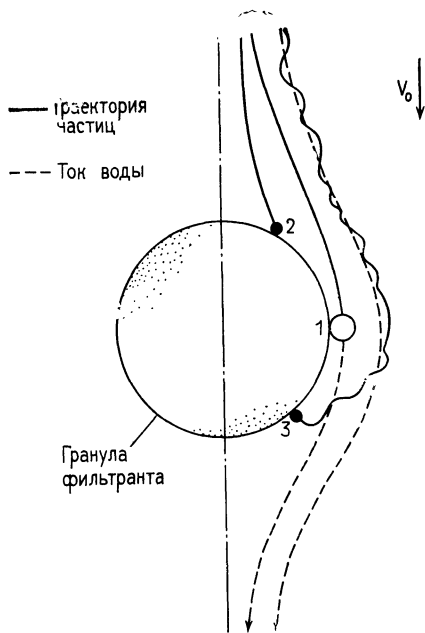
2.2. Гравийные фильтры

Гравийные фильтры удаляют взвешенное органическое вещество из протекающей воды, задерживая его на поверхности гравия либо в промежутках между гравийными зернами. Мнения специалистов о том, каким образом ВОВ удаляется из воды фильтрующим слоем, расходятся. Ясно, что здесь происходят и отцеживание, и осаждение, и диффузия, и химическое взаимодействие между поверхностью фильтрующего материала и ВОВ (Craft, 1966; O'Meilia and Stumm, 1967; Tchobanoglous, 1970). Удаление взвесей тремя из перечисленных способов показано схематически на рис. 2.2. Эффективность удаления ВОВ из протекающей воды зависит главным

образом от трех факторов: размеров зерен и равномерности распределения гравия, формы зерен гравия и наличия детрита.

Размеры гравия и распределение слоев. Эффективность механической фильтрации возрастает по мере уменьшения размеров зерен гравия. Мелкие зерна имеют большую поверхность осаждения ВОВ. Более того, узкие промежутки между зернами гравия обеспечивают удаление мельчайших частиц взвеси, в результате чего на единицу объема отфильтрованной воды приходится больше осажденного материала.

В биологических фильтрах с эрлифтами, не оборудованных системой обратной промывки, применяют гравий одного размера. При смешивании гравия разного размера общая фильтрующая поверхность уменьшается. На участках фильтра, где преобладают крупные фракции гравия, образуются большие пустоты. В этих местах детрит может проникать на большую глубину, затрудняя промывку фильтра.



Путь, который вода проходит в своем движении через фильтр, обусловлен распределением зон с наименьшим сопротивлением. Если гравий размещен по фильтровальной плате неравномерно, ток воды искривляется. Тонкие участки фильтра оказывают напор воды меньшее сопротивление, чем толстые, поэтому основной объем фильтруемой воды проходит через них. Это ведет к постоянной мутности воды в аквариумах с фильтрами из не рассортированного по размерам гравия.

Рис. 2.2. Задержание взвесей правыйным фильтром путем отцеживания (1), осаждения (2) и диффузии (3) (Yao et al., 1971)

Форма гравийных зерен. Неровный угловатый гравий более всего подходит для механической очистки воды. Большая поверхность такого гравия способствует осаждению взвеси и накоплению детрита.

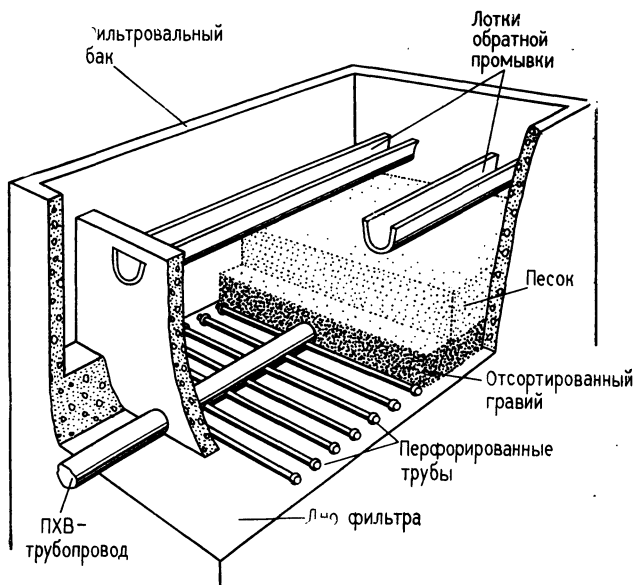
Роль детрита. Накопление в фильтре определенного количества детрита повышает эффективность механической очистки воды. Детрит заполняет промежутки между отдельными зернами гравия, в результате чего фильтр улавливает более мелкие частицы взвеси. Старые фильтры обычно лучше очищают воду, чем новые, так как содержат больше детрита.

2.3. Песчаные фильтры быстрой очистки воды

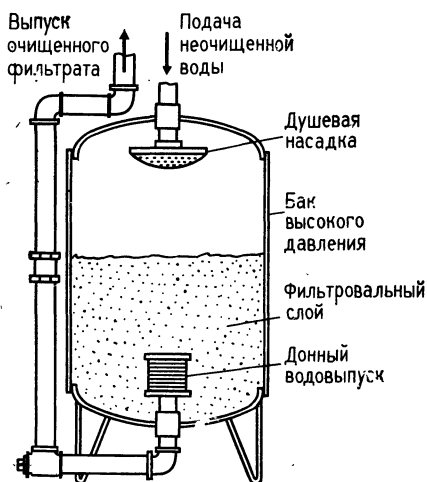
Быстрые песчаные фильтры применяют в демонстрационных аквариумах, в инкубаторных цехах рыбозаводов и в хозяйствах аквакультуры, когда необходимо очищать большие объемы воды. Предварительная очистка воды на таких фильтрах устраняет мутность воды и многие болезнетворные организмы. Фильтры такого типа применяются в некоторых системах оборотного водоснабжения, особенно при высокой биологической нагрузке. В быстрых песчаных фильтрах вместо эрлифтов применяются насосы, поскольку расход воды в них в несколько раз выше, чем в гравийных. По степени очистки воды они не имеют преимуществ перед правильно отрегулированными гравийными фильтрами, однако больший расход воды и применение более мелкого фильтрующего материала позволяют быстрее удалять мутность.

По конструкции и обслуживанию быстрые песчаные фильтры отличаются от гравийных, хотя механизмы удаления ВОВ (отцеживание, осаждение и т. д.) идентичны. Площадь адсорбционной поверхности не имеет решающего значения из-за высокого расхода воды. Более того, удаление ВОВ происходит не только на поверхности, но и в толще фильтра.

В быстрых песчаных фильтрах слой мелкого песка обычно укладывают поверх одного или нескольких слоев отсортированного кварцевого гравия. Размер зерен гравия в слоях возрастает сверху вниз. В некоторых конструкциях в качестве поверхностного фильтрующего материала используют слой антрацита, укладывая его



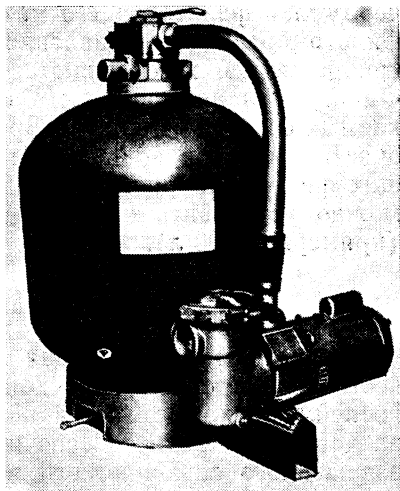
↑
Рис. 2. 3. Быстрый песчаный фильтр в разрезе



←
Рис. 2. 4. Вид в разрезе быстрого песчаного фильтра высокого давления

на подушку из песка и трех слоев кварцевого гравия с увеличивающимися по размеру зернами. Сочетание антрацита с гравием обозначают как «двойную среду». Антрацитовая крошка крупнее песчинок, что позволяет

Рис. 2.5. Внешний вид быстрого песчаного фильтра высокого давления из стекловолокна для аквариумов среднего размера (около 4000 л). С разрешения Jacuzzi Bros. Inc.



частицам взвесей разной величины проникать в фильтровальный слой. Такой наполнитель способствует увеличению площади адсорбционной поверхности и удлинению интервалов между промывками фильтра.

Песчаные фильтры открытого типа. Открытые песчаные фильтры предназначены для быстрой очистки воды и устанавливаются в открытых бассейнах (рис. 2.3). Они изготавливаются в основном из бетона и отличаются большими размерами. Циркуляция воды достигается путем откачивания ее из-под фильтра. У дна бассейна создается частичный вакуум, и под действием атмосферного давления ток воды через фильтр усиливается. Принципы циркуляции воды те же, что и в гравийных фильтрах, с той лишь разницей, что в песчаных фильтрах применяют механические насосы и расход воды в связи с этим значительно больше. Такие фильтры обычно используются для очистки питьевой воды и бытовых стоков. Большинство конструкций фильтров, описанных в технической литературе, может быть приспособлено для очистки воды в больших аквариумах.

Быстрые песчаные фильтры высокого давления. Направление тока воды в таких фильтрах показано на рис. 2.4. Вода попадает в закрытую камеру высокого давления через душевую насадку, расположенную в ее верхней части. Затем она проходит вниз под давлением

через слой фильтрующего материала. Быстрые песчаные фильтры высокого давления выпускаются нескольких типоразмеров, изготавливаются в основном из стали. Фильтры из армированного стекловолокна типа выпускаемых фирмой «Джакузи Брос» наиболее пригодны для очистки морской воды, так как не имеют корродирующих частей. На рис. 2.5 представлена модель, которую можно установить на аквариуме средней вместимости (примерно 4000 л).

2.4. Диатомовые фильтры

В диатомовых фильтрах слой отсортированных известковых створок микроскопических диатомовых водорослей, удерживаемый на поверхности пористого рукава давлением воды, обеспечивает извлечение из воды взвешенного органического вещества (ВОВ). По сравнению с гравийными и песчаными фильтрами диатомовые фильтры способны улавливать более мелкие частицы взвеси. Самые тонкие фракции диатомового наполнителя способны улавливать частицы размером менее 0,1 мкм.

Фильтрующее устройство диатомового фильтра состоит из двух частей: пористого сердечника и фильтровального рукава. Тонкий, плотный, эластичный, сотканный из полипропиленовых нитей рукав натягивается на сердечник. Другие материалы, например нейлон, менее прочны. В крупных фильтрах рукава делают съемными. Сердечник вместе с рукавом составляет фильтрующий элемент. На рукав наносится диатомовый грунт, а сердечник поддерживает его в расправленном состоянии и способствует нормальной циркуляции воды.

На рис. 2.6 показан узел очистки с фильтрующими элементами пластинчатого типа и водопроводной сетью. Сердечники не видны, так как они закрыты рукавами. Фильтр с элементами столбчатого типа и трубопроводом представлен на рис. 2.7.

Слой диатомового грунта препятствует засорению рукава частицами взвеси и уменьшению его пористости. Этот так называемый фильтровальный «пирог» и осуществляет собственно фильтрацию (рис. 2.8). Вода, проходя через фильтр, оставляет на нем частицы взвеси.

Диатомовые фильтры открытого типа. Конструкции

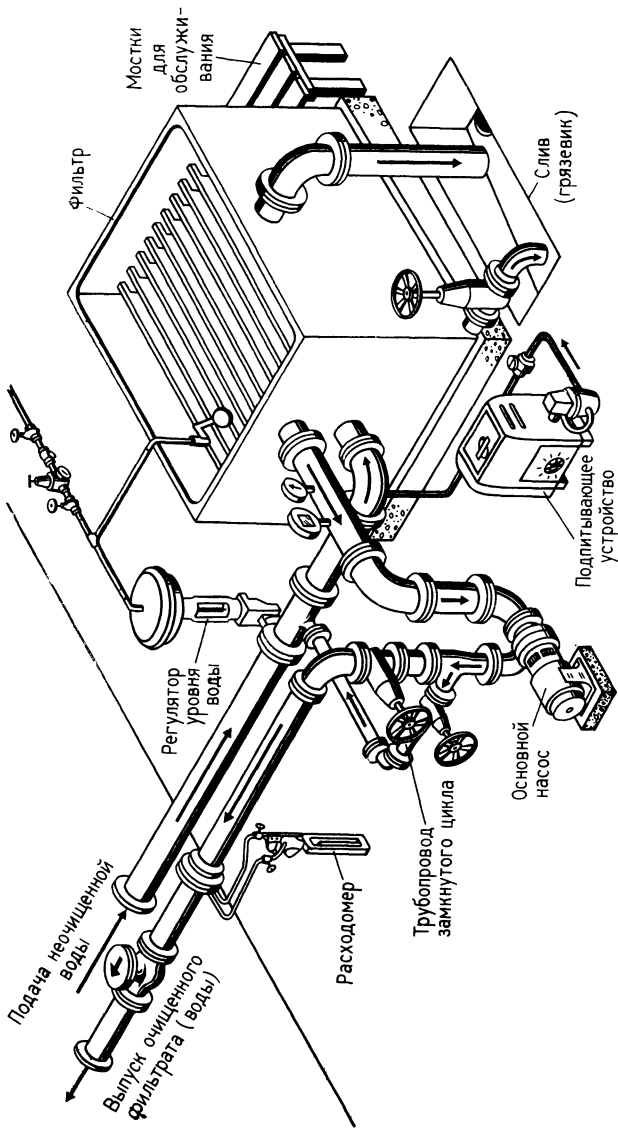


Рис. 2.6. Диаметрная фильтровальная установка для очистки больших объемов воды. Показаны фильтровальный бассейн, трубопроводы, устройство для подпитки фильтра и пластинчатые фильтровальные элементы

типичных диатомовых фильтров открытого типа показаны на рис. 2.6 и 2.7. Очистка происходит в открытом бассейне или его отсеке. Вода подается в бассейн, проходит через фильтровальные элементы в трубопровод и затем поступает к насосу. Принцип движения воды тот же, что и в открытом гравийном фильтре. Все открытые

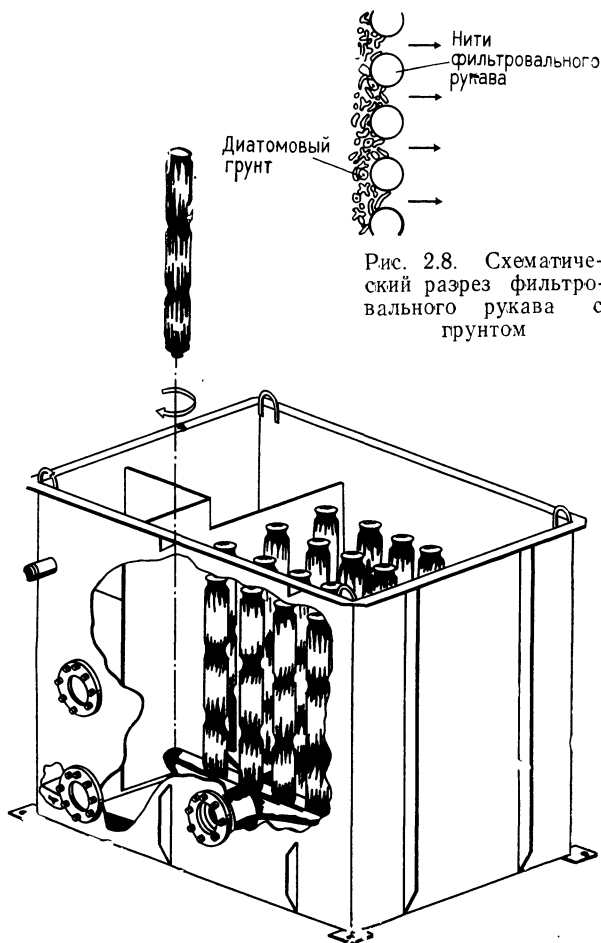


Рис. 2.8. Схематический разрез фильтровального рукава с грунтом

Рис. 2.7. Диатомовый фильтр для крупных систем. Показаны фильтровальный бак, трубопровод и фильтровальные элементы столбчатого типа

диатомовые фильтры предназначены для очистки больших объемов воды.

Диатомовые фильтры высокого давления. Диатомовый фильтр высокого давления, предназначенный для очистки больших объемов воды, показан на рис. 2.9. Фильтровальные элементы помещены внутри герметичной камеры. Вода со взвесями продавливается через фильтровальные элементы, частицы оседают на диатомовом грунте, а очищенная вода снова подается в аквариум. По принципу работы эти фильтры не отличаются от песчаных фильтров высокого давления.

Диатомовые фильтры высокого давления выпускаются нескольких типоразмеров, в том числе специальные устройства для небольших по объему аквариумов (рис. 2.10). Это оборудование, одинаково пригодное для соленой и пресной воды, поставляет фирма «Вортекс Иннерспейс Продактс». Эффективность работы диатомовых фильтров (как открытых, так и высокого давления) зависит главным образом от трех факторов: площади поверхности фильтровальных элементов, целостности диатомового грунта и своевременной «подпитки» фильтровального «пирога».

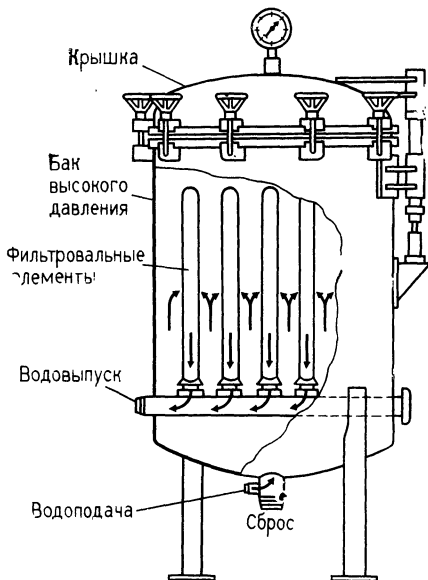


Рис. 2.9. Диатомовый фильтр высокого давления для крупных замкнутых систем. Показаны бак высокого давления, манометр, фильтровальные элементы и направление тока воды



Рис. 2.10. Диатомовые фильтры для очистки небольших объемов воды

для защиты пористого рукава от заиливания органическим материалом. Перед началом грунтовки фильтр должен быть отключен от аквариума и функционировать как самостоятельная замкнутая система. Это достигается установкой специального вентиля.

Для проведения грунтовки в воду добавляют диатомовый порошок и систему эксплуатируют в замкнутом режиме до тех пор, пока он полностью не осядет на фильтровальных элементах. После добавления диатомового порошка вода приобретает молочный цвет. Когда она полностью осветлится, грунтовку можно считать законченной. Для проведения грунтовки используют только чистую воду без органических взвесей, содержащихся в аквариумной воде. Затем фильтр подключают к аквариуму, и он начинает работать в общей циркуляционной системе.

Для грунтовки открытых фильтров специального оборудования не требуется. Диатомовый порошок про-

Площадь поверхности.
Важно правильно определить оптимальную площадь фильтровальных элементов, особенно если фильтр предназначен для полного удаления всех взвесей, сбразующихся в системе. Маломощный фильтр требует частых промывок, что трудоемко и дорого, поскольку диатомовый наполнитель при этом теряется.

Грунтовка фильтра.
После промывки фильтр покрывают новым слоем диатомового грунта (см. рис. 2.8). Предварительно старый слой диатомового фильтрующего материала (филтранта) вместе с накопившимся детритом смывают. Слой нового филтранта предназначен

сто рассыпают по поверхности воды в фильтре, работающем в замкнутом режиме. Постоянно работающий фильтр высокого давления грунтуют при помощи специального смесительного бака. Необходимое количество сухого диатомового порошка разводят в воде до образования суспензии, которую затем подают в бак-смеситель, откуда она по трубам поступает в бак высокого давления и на фильтровальные элементы (рис. 2.11). На 1 м² поверхности фильтровального рукава требуется 1 кг сухого диатомового порошка.

Водопроводная сеть во всех диатомовых фильтрах должна быть сконструирована так, чтобы после грунтовки перед началом фильтрации напор воды в фильтре не ослабевал. Диатомовые частицы удерживаются на рукаве за счет небольшого вакуума в сердечнике и повышенного давления воды на фильтровальный слой. В случае остановки насосов слой грунтовки начинает осыпаться.

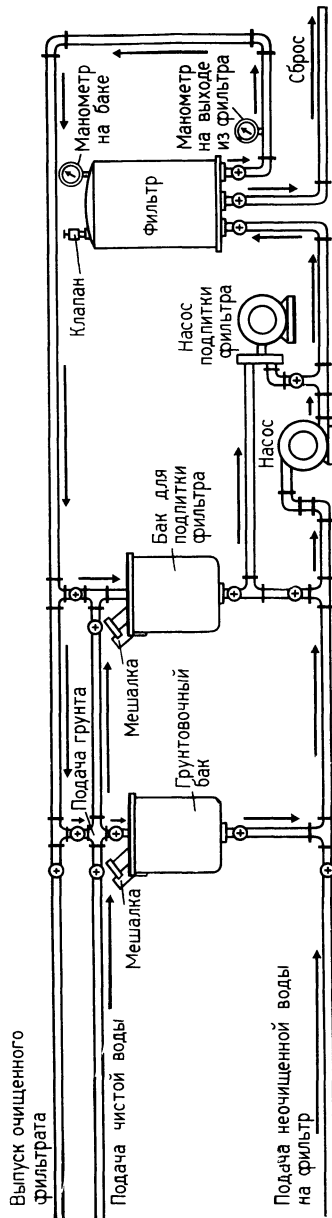


Рис. 2.11. Типичная диатомовая фильтровальная установка для очистки больших объемов воды. Показаны грунтовочный бак, система трубопроводов, фильтр высокого давления и подпитывающий бак

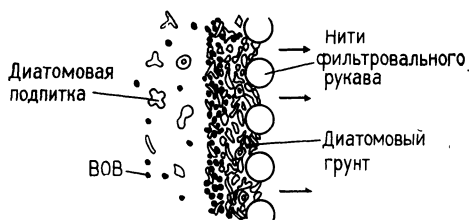


Рис. 2.12. Схематический разрез фильтровального рукава с грунтовкой, показан процесс подпитки фильтровального слоя

Подпитка слоя грунта. Пористость фильтрующего слоя не остается постоянной, так как его поверхность покрывается частицами отфильтрованной взвеси. В непрерывнодействующих системах пористость фильтра поддерживается путем добавления на наружную поверхность фильтровального слоя небольшого количества диатомового порошка с помощью дозирующего насоса. Эти незначительные добавки и подпитывают слой грунта (рис. 2.12). Без подпитки интервалы между промывками фильтра заметно укорачиваются. Оптимальное количество добавок находят методом проб и ошибок, однако вначале требуется примерно 0,5 кг сухого диатомового порошка на 1 м² поверхности фильтра.

2.5. Практическое руководство

И диатомовые, и быстрые песчаные фильтры необходимо периодически очищать путем обратной промывки. Быстрые песчаные фильтры, кроме того, можно использовать для удаления избыточного количества детрита с гравийных фильтров. Диатомовые фильтры нуждаются в более тщательном уходе, чем быстрые песчаные, хотя выбор фильтра диктуется конкретными условиями и стоимостью.

Очистка быстрых песчаных фильтров. Быстрые песчаные фильтры очищают обратной промывкой, т. е. меняют направление тока воды через фильтр на противоположное. По мере подъема воды зерна гравия всплывают, весь фильтр как бы разбухает. Детрит, который легче верхнего слоя фильтранта, всплывает первым и выносится током воды в отходы.

Зерна гравия находятся во взвешенном состоянии лишь мгновение, когда действующая на них сила тока воды и сила тяжести примерно равны между собой. После промывки фильтрант оседает, причем слой фильтрую-

щего материала располагаются в первоначальном порядке (некоторое перемешивание происходит лишь на границе слоев). Извлеченный в результате промывки детрит удаляется тремя способами. Во-первых, свободный детрит просто подхватывается с поверхности фильтра током воды и уносится в сливное отверстие. Во-вторых, детрит из глубины фильтра и материал, слабо прикрепленный к фильтранту, удаляются непосредственным напором воды. Крупные фракции гравия в нижних слоях фильтра равномерно распределяют ток воды через верхние слои. В-третьих, часть детрита, плотно прилипшего к поверхности песчинок, удаляется, когда они всплывают и трутся друг о друга.

Для текущих очисток больших гравийных фильтров целесообразно применять быстрые песчаные фильтры типа, показанного на рис. 2.5. В морских аквариумах, удаленных от моря, из-за высокой стоимости искусственной воды удаление детрита путем сброса большого количества загрязненной воды невыгодно. Современные схемы предусматривают очистку промывной воды с гравийных фильтров на дополнительных быстрых песчаных фильтрах, которые устанавливаются в паре с гравийным фильтром. После промывки гравия взвешенный в воде детрит оседает на песчаном фильтре, а чистая вода снова подается в аквариум.

Очистка диатомовых фильтров. Большинство крупных диатомовых фильтров очищают обратной промывкой, хотя некоторые открытые системы очищают, спуская воду из фильтровального отсека, а затем смывают грунт сильной струей воды из шланга. Во время промывки ток воды меняют на противоположный, направляя его через сердечники. В результате фильтровальный рукав растягивается и с него смывается слой диатомового грунта, который затем удаляется с отходами (рис. 2.13). Для промывки следует использовать только водопроводную воду, даже если фильтр установлен в морском аквариуме. Это предотвращает



Рис. 2.13. Схематический разрез фильтровального рукава, показан процесс удаления заиленного фильтровального слоя обратной промывкой

закупорку пор рукава органическим материалом и снижение эффективности работы оборудования.

Фильтровальные рукава следует периодически снимать с сердечников и стирать для удаления детрита. Можно воспользоваться стиральной машиной, добавляя стиральный порошок и умягчители воды. Полипропиленовая ткань чувствительна к температурным воздействиям, поэтому ее нельзя стирать в горячей воде. Слишком горячая вода расплавляет материал, промежутки между нитями сужаются. Следует пользоваться только холодной или теплой водой. После стирки рукава следует несколько раз прополоскать в чистой воде для удаления остатков стирального порошка.

Иногда фильтровальные рукава засоряются. Признаками засорения являются сокращение интервалов между промывками и наличие незаполненных участков на ткани рукава после грунтовой. Причиной засорения могут быть отложение органических веществ, карбонатных солей, осаждение окислов железа и магния или обрастание водорослями. Обычно засорение вызывается накоплением органических веществ, которые можно удалить стиркой. В морской и пресной воде с высокой жесткостью (из артезианских скважин) главной причиной засорения становятся окислы железа, магния и соли кальция. Обрастание водорослями встречается как в морских, так и в пресноводных аквариумах, подверженных действию прямых солнечных лучей, с высоким содержанием в воде азотистых и фосфорных соединений. Ниже изложены приемы определения причины засорения фильтра и меры по ее устранению после его промывки и осушения.

(1) Наполняют пипетку ортотолидиновой или соляной кислотой и наносят на закупоривающее вещество на фильтре, оставляют на 5 мин, затем смывают водопроводной водой.

А. Цвет закупоривающего вещества не меняется, но ткань рукава становится белой — присутствуют карбонаты кальция и магния. Рекомендуется режим обработки 1.

Б. Закупоривающее вещество становится красным. После промывки ткань белеет — присутствует окись железа. Рекомендуется режим 1.

В. Закупоривающее вещество становится грязно-серым или черным. Рекомендуется режим 2.

Г. Ничего из перечисленного выше не происходит. Рекомендуется режим 3.

(2) Растворяют несколько кристаллов Na_2SO_3 в нескольких миллилитрах ортотолидиновой или соляной кислоты и наносят раствор на серое пятно. Серый цвет исчезает и ткань становится белой — присутствует марганец. Рекомендуется режим 2.

(3) А. Ткань рукава кажется жирной. Рекомендуется режим 4.

Б. Ткань на фильтре не кажется жирной. Наносят несколько капель 25%-ной серной кислоты на пятно, после промывки оно становится белым — присутствуют легкие органические соединения. Рекомендуется режим 3.

(4) Если вещество-загрязнитель не определяется, фильтрующие элементы покрыты «тяжелыми» органическими соединениями, о чем свидетельствуют жирные пятна на фильтровальной ткани. Эти соединения образуются в результате бактериального разложения жирсодержащих компонентов мяса рыб (если рыба используется в качестве корма), экскрементов или водорослей. Если такое загрязнение повторяется, оно может быть вызвано следующими причинами: неправильным уходом за фильтром (плохая промывка, после которой фильтровальные элементы остаются грязными, или неэффективная обработка фильтровальной ткани в режиме 3), недостаточной предварительной очисткой воды на песчаном фильтре, неудовлетворительной физической адсорбцией, наконец, использованием для промывки или грунтовки фильтровальных элементов старой аквариумной воды. В этом случае рекомендуется режим обработки 4.

В соответствии с изложенной методикой следует применять тот или иной режим обработки фильтровальных элементов. Перед началом обработки фильтровальный отсек должен быть полностью осушен, а фильтровальные элементы тщательно промыты и проверены. Столбчатые элементы необходимо промыть дважды. И пластинчатые, и столбчатые элементы следует ополоснуть сильной струей чистой воды из шланга. Важно также определить точный объем фильтра, поскольку

химикаты, рекомендуемые для применения в разных режимах, добавляют из расчета на 115 л воды.

Режим 1

1. Заполняют фильтр чистой отстоявшейся водой, не добавляя диатомовой суспензии.
2. Убеждаются, что вентиль подачи воды в аквариум закрыт.
3. Добавляют 1 л 34%-ной соляной кислоты на 115 л воды в фильтре для образования 0,25%-ного раствора.
4. Пропускают раствор через фильтр в течение 15 мин или до тех пор пока ткань фильтровальных рукавов (чехлов) не станет белой. Если окиси железа много, раствор приобретет коричневый цвет.
5. Осушают фильтр и трижды промывают элементы (обратной промывкой или из шланга), полностью осушая фильтр после каждого ополаскивания.
6. Заполняют фильтр чистой пресной, солоноватой или морской водой. Грунтуют ткань фильтра и восстанавливают нормальную фильтрацию. После грунтовки манометр должен показывать нулевое давление в фильтре. На поверхности элементов не должно быть незагрунтованных участков.

Режим 2

1. Заполняют фильтр чистой отстоявшейся водой, не добавляя диатомовой суспензии.
2. Убеждаются, что вентиль подачи воды из фильтра в аквариум закрыт.
3. Добавляют то же количество соляной кислоты, что и в режиме 1.
4. Постепенно добавляют 9 г NaHSO_3 на 115 л воды в фильтре.
5. Пропускают раствор через фильтр до тех пор, пока фильтровальный рукав не побелеет.
6. Осушают фильтр и трижды промывают элементы (обратной промывкой или из шланга, полностью осушая фильтр после каждой промывки).
7. Заполняют фильтр чистой пресной, солоноватой или морской водой. Грунтуют фильтровальный рукав и восстанавливают нормальную фильтрацию. После грунтовки манометр должен показывать

нулевое давление в фильтре. На поверхности элементов не должно быть незагрунтованных участков.

ВНИМАНИЕ! Этот режим можно применять только при соответствующей вентиляции помещения!

Режим 3

1. Заполняют фильтр чистой отстоявшейся водой, не добавляя диатомовой суспензии.
2. Убеждаются, что вентиль подачи воды из фильтра в аквариум закрыт.
3. Добавляя соляную кислоту, доводят рН воды до 5.
4. Добавляют 0,38 л 15%-ного раствора гипохлорита натрия на 115 л воды в фильтре.
5. Пропускают раствор через фильтр в течение 3 ч.
6. После трехчасовой обработки уменьшают содержание хлора путем добавления 28 г тиосульфата натрия на 115 л воды.
7. Продолжают обработку до полного исчезновения следов остаточного хлора (см. тесты Американской гидрологической ассоциации и др., 1975) в трех последовательных пробах воды, взятых с интервалами 15 мин.
8. Осушают фильтр и трижды промывают элементы, полностью спуская воду после каждой промывки.
9. Заполняют фильтр чистой пресной, солоноватой или морской водой. Грунтуют фильтровальные рукава и восстанавливают нормальную фильтрацию. После грунтовки манометр должен показывать нулевое давление в фильтре. На поверхности элементов не должно быть незагрунтованных участков.

Примечание. Очень важно, чтобы перед обработкой фильтровальные элементы были тщательно промыты. Иначе потребность воды в хлоре может превысить содержание свободного хлора в растворе, что приведет к неполному окислению органической пленки на фильтровальных элементах.

Режим 4

1. Заполняют фильтр чистой отстоявшейся водой, не добавляя диатомовой суспензии.

2. Убеждаются, что вентиль подачи воды из фильтра в аквариум закрыт.
3. Добавляют 225 г «Калгона» (Calgon) и 112 г мягкого детергента на 115 л воды в фильтре.
4. Пропускают раствор через фильтр в течение 1 ч.
5. Осушают фильтр, трижды промывают элементы, полностью спуская воду после каждой промывки.
6. Заполняют фильтр чистой водой и пропускают ее в течение 30 мин, затем сливают и промывают фильтр снова.
7. Заполняют фильтр чистой пресной, солоноватой или морской водой. Грунтуют фильтровальные рукава и восстанавливают нормальную фильтрацию. После грунтовки манометр должен показывать нулевое давление в фильтре. На поверхности фильтровальных элементов не должно быть незагрунтованных участков.

Примечание. Для полного удаления следов детергента с фильтровальных элементов следует очень тщательно промывать фильтр чистой водой.

Выбор фильтра. Выбор быстрого песчаного или диатомового фильтра определяется конкретными задачами и его стоимостью. Диатомовые фильтры обеспечивают очень эффективную очистку воды, но легко засоряются, требуют тщательного ухода и довольно дороги в эксплуатации. Расходы возрастают, когда диатомовый фильтр работает продолжительное время, так как в конце каждого цикла очистки необходимо удалять старый грунт и вновь его восстанавливать. За год текущие расходы на эксплуатацию большого диатомового фильтра могут составить значительную сумму. Расходы можно сократить путем объединения диатомового фильтра с быстрым песчаным. Такой прием снижает нагрузку взвесей на фильтровальный диатомовый слой и увеличивает интервалы между промывками. Если необходимо предварительно очистить большой объем загрязненной воды с высокой мутностью, такой вариант особенно целесообразен. Диатомовый фильтр нецелесообразно использовать для прямой очистки мутной воды, так как фильтровальные элементы быстро засорятся и потребуют частой промывки. По этой же причине диатомовые фильтры непригодны для промывки гравийных фильтров.

Достоинством диатомовых фильтров является более полная по сравнению с быстрыми песчаными очистка воды, поскольку они способны задерживать очень мелкие частицы взвесей. Если необходима высокая степень очистки, следует отдать предпочтение диатомовым фильтрам.

Быстрые песчаные фильтры предпочтительнее как вспомогательные при промывке гравийных фильтров и как дополнительное средство биологической очистки. В песчаных фильтрах обеих модификаций поддерживаются функционирующие популяции бактерий на протяжении всего периода эксплуатации. Для сравнения отметим, что диатомовые фильтры не годятся для биологической очистки, так как фильтровальный слой в них заменяется и существует недостаточно долго для того, чтобы создались подходящие для развития бактерий условия.

Глава 3

Физическая адсорбция

Растворенное органическое вещество (РОВ) может быть удалено из аквариумной воды путем физической адсорбции на активном угле или в пеноотделительных колонках. Неорганические биогенные вещества (аммоний, нитраты, фосфаты) удаляются из воды в ионообменниках. Ионообмен не относится к физическим процессам адсорбции, но для удобства он включен в эту главу. Гранулированный активный уголь и пеноотделительные колонки эффективны в пресной, солоноватой и морской воде; ионообменники используются только для очистки пресной воды. В схеме очистки воды физическая адсорбция следует за биологической очисткой и механической фильтрацией и предшествует дезинфекции (рис. 3.1). Ионообмен завершает схему физической адсорбции.

Адсорбция определяется как осаждение растворенного органического вещества (РОВ) на специальных средах. Средой может служить граница между двумя фазами вещества, одной из которых является аквариумная вода. Другой фазой может быть, например, газ в воздушных пузырьках в пеноотделительных колонках

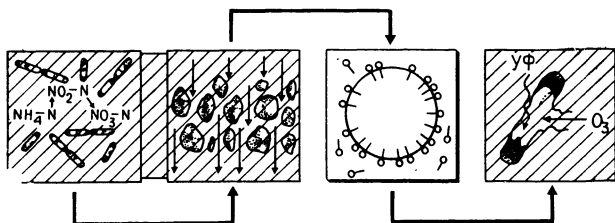


Рис. 3.1. Место физической адсорбции в схеме очистки воды

(контакторах) или твердое вещество, например гранулы активного угля. При адсорбции извлекаемое из воды вещество (адсорбат) оказывается связанным с одной из фаз — газообразной или твердой (адсорбентом). Если химические связи сильны, процесс адсорбции необратим и возникает еще и химическая адсорбция. Если связи слабы и осуществляются, например, за счет сил Ван-дер-Ваальса, то происходит только физическая адсорбция. Слабые связи означают обратимость адсорбционного процесса, что часто бывает связано с изменением концентрации адсорбата. Десорбция — процесс, обратный адсорбции, при котором осажденный на границе двух сред адсорбат вновь переходит в раствор.

3.1. Очистка воды активным углем

Некоторые компоненты растворенного органического вещества (РОВ) могут быть извлечены из аквариумной воды активным углем. Активный уголь готовят в два этапа. Первый этап — обжиг, во время которого такие углеродсодержащие материалы, как уголь, кости животных, древесину или скорлупу орехов, нагревают до красного каления (около 600°C) для удаления углеводородов. Во избежание полного сгорания обжиг производят фактически без доступа воздуха. Следующий этап — активация. Обжиг повторяют на этот раз при температуре 900°C в присутствии окисляющего газа. Этот газ создает внутреннюю пористую поверхность угля, на которой впоследствии будут оседать извлеченные из воды РОВ (рис. 3.2). При удалении адсорбата из жидкой среды размер пор, как правило, не имеет большого значения (Tchobanoglous, 1972).

Применяют гранулированный или порошкообразный

активный уголь. Хотя порошкообразный уголь имеет большую связывающую поверхность, он неудобен в эксплуатации и относительно дорог, поэтому в дальнейшем рассматривается в основном гранулированный уголь. Гранулированным называют активный уголь (ГАУ) с частицами размером более 0,1 мм (Tchobanoglous, 1972).

Факторы, влияющие на эффективность адсорбции. Эффективность адсорбции растворенного органического вещества на ГАУ зависит от нескольких факторов, важнейшими из которых являются массоперенос адсорбата в гранулы угля, продолжительность контакта, концентрация и происхождение адсорбата, размер гранул, площадь поверхности пор и однородность фракций активного угля, наличие органической пленки на поверхности гранул. Температуру и pH как факторы, влияющие на адсорбцию, можно не учитывать, поскольку в аквариумах они должны поддерживаться в узком диапазоне, обеспечивающем нормальную жизнедеятельность животных и растений. Из этих двух факторов pH, по-видимому, важнее. Моррис и Вебер (Morris and Weber, 1964) отмечали, что адсорбционное равновесие не подвержено влиянию колебаний температуры воды, особенно в диапазоне, характерном для природных вод.

Чобаноглоус (Tchobanoglous, 1972) выделял в процессе адсорбции три самостоятельных этапа: перенос адсорбата через слой воды и биологическую пленку, окружающую адсорбент, проникновение в поры ГАУ, образование химических связей между молекулами адсорбата и активного угля. Первые два этапа зависят от продолжительности контакта, третий происходит мгновенно. Таким образом, молекулярный массоперенос лимитируется первыми двумя этапами (рис. 3.3).

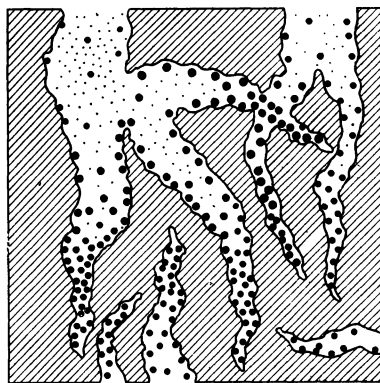


Рис. 3.2. Схематический разрез гранулы активного угля, показаны молекулы РОВ, адсорбированные в порах

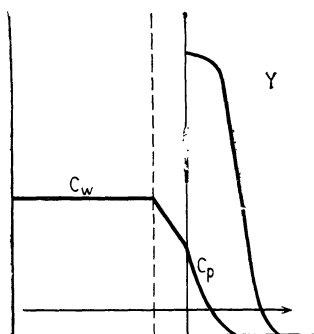


Рис. 3.3. Диффузионная модель адсорбции РОВ на активном угле:

c_w — концентрация РОВ в воде; c_p — концентрация РОВ в гранулах активного угля; y — концентрация РОВ в воде пор

Продолжительность контакта между водой, содержащей РОВ, и активным углем имеет принципиальное значение. Если продолжительность контакта очень мала, массопереноса не происходит. Увеличение продолжительности контакта достигается удлинением контактной колонки или уменьшением расхода воды через контактор.

Скорость адсорбции частично изменяется как корень квадратный из величины концентрации адсорбата в растворе (Morris and Weber, 1964). Следовательно, из слабонасыщенного раствора за единицу времени извлекается

больше адсорбата вплоть до удаления следов РОВ из раствора. Тем не менее скорость адсорбции возрастает с увеличением концентрации загрязнителя в растворе, но эта зависимость носит нелинейный характер. Моррис и Вебер (1964) обнаружили также, что крупные молекулы (с большой молекулярной массой) осаждаются медленнее, чем мелкие. Более того, конфигурация молекул оказывала влияние на скорость их осаждения: молекулы с сильно разветвленной цепью адсорбировались медленнее, чем молекулы со сходной молекулярной массой, но более компактные по структуре.

Скорость адсорбции частично изменяется как квадрат диаметра отдельных гранул активного угля (Morris and Weber, 1964). Как уже отмечалось, скорость диффузии органических молекул на границе воды и активного угля ограничена массопереносом в поры адсорбента. В свою очередь размеры гранул активного угля влияют на скорость массопереноса; на более мелких частицах извлечение РОВ из воды происходит быстрее. Вместе с тем измельчение крупных гранул активного угля, хотя и создает дополнительные поры, не приводит к ощутимому увеличению скорости адсорбции (Morris and Weber, 1964).

Площадь поверхности пор ГАУ может быть выражена в общем виде мелассовым, фенольным или йодным числом. Молекулы каждого из этих химических веществ имеют разный размер, и степень, с которой оно может быть адсорбировано, зависит от числа пор определенного размера на поверхности гранул активного угля. Молекулы йода как самые мелкие дают представление об общей площади поверхности пор. Мелассовое число характеризует число крупных пор, а фенольное — промежуточных по величине пор. Йодное, мелассовое и фенольное число позволяют приблизительно судить о потенциальной адсорбционной способности активного угля данного сорта. Однако Сонтимер (Sontheimer, 1974), испытывая ГАУ трех сортов в опытах по удалению общего органического углерода из сбросных вод, не обнаружил определенной зависимости адсорбционной емкости гранул ни от фенольного числа, ни от площади поверхности пор.

Последний фактор, определяющий скорость адсорбции, — это образование органической пленки. Гранулы, помещенные в воду, очень быстро покрываются пленкой слизи, вырабатываемой бактериями. С одной стороны, она препятствует прониканию в ГАУ тяжелых молекул РОВ (McCreary and Snoeyink, 1977), с другой — обеспечивает удаление РОВ из воды, после того как физическая адсорбционная способность колонки с гранулированным углем исчерпана (Maqsood and Benedek, 1977). Последний процесс обусловлен делительностью гетеротрофных бактерий, населяющих слизь.

Устройство ГАУ-контакторов. Гранулы активного угля обычно помещают в отдельный контейнер, так называемый контактор. Насыпание гранул прямо на фильтровальный слой неудобно, так как отработанные гранулы необходимо периодически отделять от гравия и удалять из аквариума. В небольших аквариумах в качестве контактора можно использовать стандартный угловой фильтр с эрлифтом. Для защиты гранул активного угля от слизи поверх них укладывают плотный слой стекловаты.

Для крупных аквариумов контактор можно изготовить из отрезка полихлорвиниловой трубки (рис. 3.4). Для удобства на обоих концах контакторной трубки делается резьба и навинчиваются съемные переходные

муфты. На выходном конце трубки во избежание выноса частиц угля в эрлифт устанавливают пористую пластинку, кусочек капронового сита или пробку из стекловаты. К выходному концу контакторной трубки присоединяют гибкий шланг с наконечником, снабженным краном. В схему включен перепускной клапан (рис. 3.5), чтобы воду можно было пустить через биологический фильтр, когда контактор отключен для перезарядки. В идеале контактор следует устанавливать сразу за биологическим фильтром (рис. 3.6). В результате гетеротрофных окислительных процессов многие компоненты РОВ минерализуются, что снижает нагрузку на активный уголь и продлевает срок его службы.

Контакты, показанные на рис. 3.4 и 3.6, заменяются после переключения тока воды обратно в аквариум, затем отсоединяются передняя и задняя муфты. Эта процедура облегчается, если вместо жестких полихлорвиниловых трубок применяются гибкие соединительные шланги. Отработанный ГАУ заменяют новым, предварительно промытым в чистой водопроводной воде для удаления пыли. Во избежание просачивания воды в соединениях нарезные концы оборачивают тефлоновой лентой.

ГАУ-контакты для очень больших аквариумов можно изготовить из 200-литровой стальной бочки со съемной крышкой (рис. 3.7). Для защиты от коррозии внутренние поверхности бака и крышки покрывают двумя слоями эпоксидной краски. В стенке бочки высверливают два отверстия (диаметром 2,54 см): одно сверху, другое снизу. В отверстия вставляют нарезные полихлор-



Рис. 3.4. Внешний вид контактора для активного угля, изготовленного из отрезка полихлорвиниловой трубки

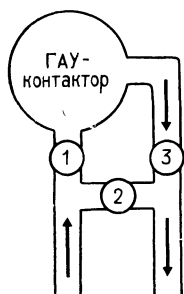


Рис. 3.5. Двухходовая система установки ГАУ-контактора. Для нормальной фильтрации открывают краны 1 и 3 и закрывают кран 2. Во время замены контактора воду пускают только через биологический фильтр, для этого открывают кран 2 и закрывают краны 1 и 3

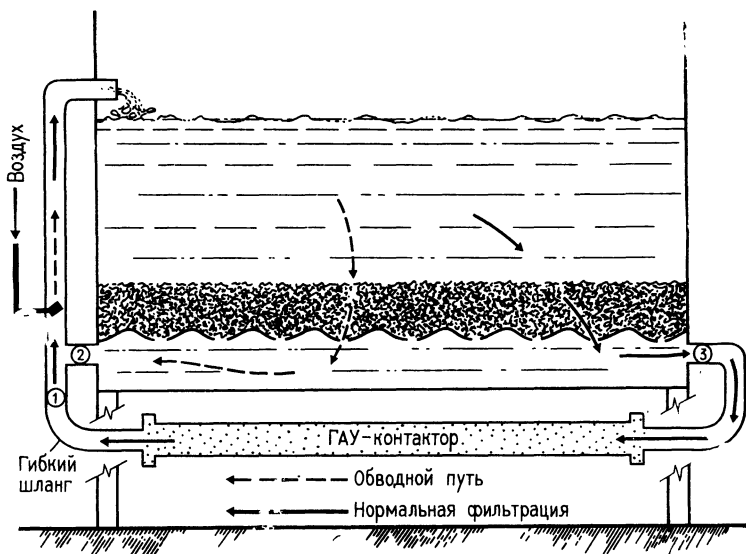


Рис. 3.6. Замкнутая аквариальная система, показаны биологический фильтр, контактор с активным углем и обводные краны. Расположение кранов то же, что и на рис. 3.5

виниловые фланцы диаметром 2,54 см и закрепляют их изнутри вместе с уплотнительной шайбой болтами, из нержавеющей стали, на наружные концы фланцев навинчивают гибкие полихлорвиниловые шланги. Если на внутренний конец фланца натянуть пластиковую сетку, отпадает необходимость устройства платы, как это делается в гравийном фильтре. Сетка предотвращает засасывание эрлифтом частиц активного угля в аквариум. Вода должна подаваться в контур по об-

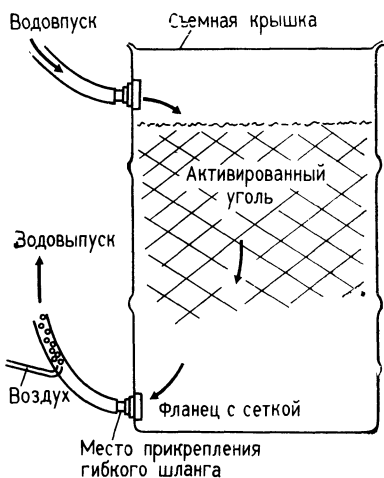


Рис. 3.7. Стальной контактор для активного угля вместимостью 200 л

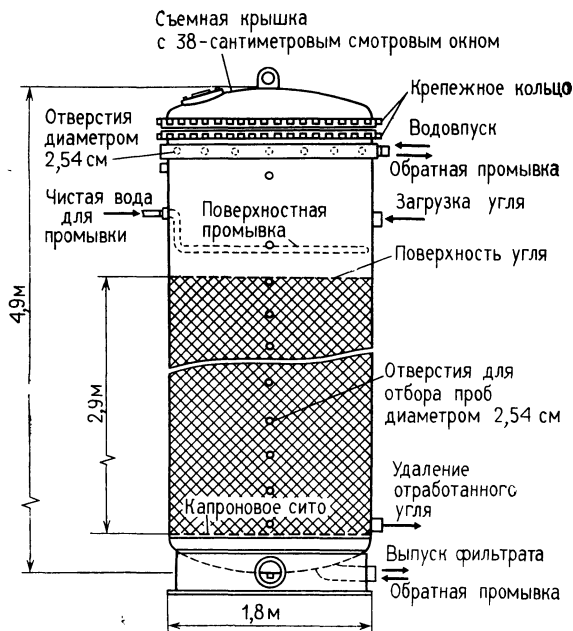


Рис. 3.8. ГАУ-контактор высокого давления для больших систем

ходному пути через фильтр, как показано на рис. 3.5. Бочка заполняется на $\frac{3}{4}$ промытым ГАУ. Одной заправки хватает для очистки 4000 л аквариумной воды.

Для очистки крупных аквариальных систем требуется контактор с механическими насосами. Для этих целей пригодны также большинство песчаных фильтров высокого давления. Вместо песка и гравия эти установки наполняют активным углем. Фильтр целесообразно снабдить съемной крышкой, так как активный уголь необходимо периодически менять (рис. 3.8).

3.2. Адсорбция в пеноотделительных колонках

Многие поверхностно-активные фракции РОВ могут быть сконцентрированы и удалены с пеной в пеноотделительных колонках. Этот процесс называют также воздушным осаждением или сепарированием белка. Последнее определение не совсем верно, так как предполагает

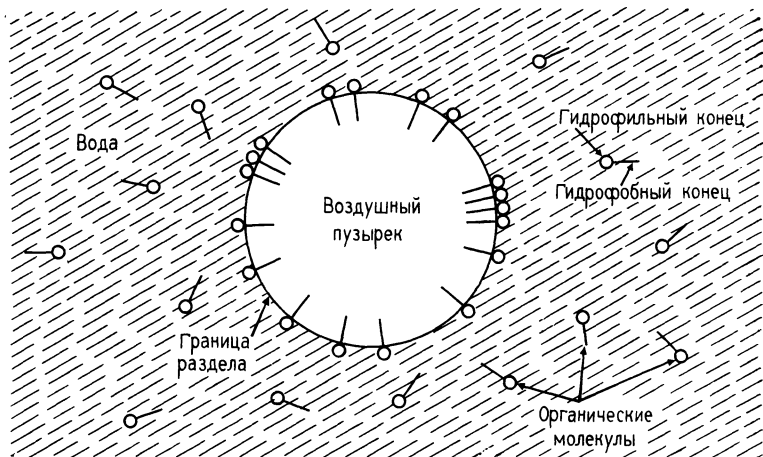


Рис. 3.9. Схема адсорбции органических молекул на поверхности воздушных пузырьков

удаление только белковых веществ. Согласно классификации Рубина и других (Rubin et al., 1963) удаление РОВ в пеноотделительных колонках происходит двумя путями: поверхностно-активные вещества осаждаются путем физической адсорбции на поверхности воздушных пузырьков в пеноотделительных колонках; между поверхностно-неактивными и поверхностно-активными веществами могут возникать химические связи, и они удаляются вместе. В пеноотделительных контакторах (или просто пеноотделителях) вместе с пеной частично удаляются и взвешенные органические вещества, т. е. в них осуществляется дополнительная механическая фильтрация. Взвешенные в воде микроорганизмы входят в состав ВОВ, и Шлеснер и Рейнхеймер (Schlesner and Rheinheimer, 1974) показали, что пеноотделители снижают число свободноплавающих в аквариумной воде микроорганизмов.

В воде молекулы поверхностно-активных веществ поляризованы. Один конец, вокруг которого концентрируются молекулы воды, гидрофильный, другой — гидрофобный. Как следует из названия, поверхностно-активные молекулы стремятся скапливаться у поверхности, причем таким образом, что их гидрофильные концы погру-

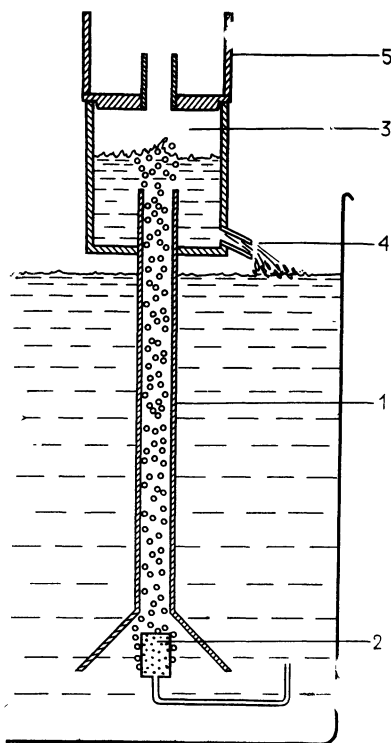


Рис. 3.10. Прямоточная пеноотделительная колонка

жены в воду, а гидрофобные контактируют с воздухом (рис. 3.9). Это позволяет им концентрироваться на поверхности воздушных пузырьков.

Адсорбция в пеноотделительных колонках не снижает содержания аммония в воде, как обычно считается, поскольку рН в аквариуме нельзя изменять без риска для животных и растений. Кюн (Kuhn, 1956) показал, что заметное снижение содержания аммония в сбросных водах, обрабатываемых в пеноотделительных колонках, достигалось только при увеличении рН до 11.

Факторы, влияющие на эффективность пеноотделения. Эффективность очистки воды в пеноотделительных колонках зависит от продолжительности контакта воздушных пузырьков с водой и от их размеров. Продолжительность

контакта в свою очередь зависит от расхода воды в колонке, ее высоты и объема подаваемого воздуха. Для увеличения продолжительности контакта воды с воздушными пузырьками применяют различные способы, основными из которых являются увеличение длины колонки и уменьшение расхода воды. У мелких пузырьков отношение площади поверхности к объему больше, чем у крупных, что предпочтительнее.

Конструкция пеноотделительных колонок. На рис. 3.10 и 3.11 представлены три конструкции пеноотделительных колонок, применяемых для очистки воды в аквариумах. Устройства, показанные на рис. 3.11, можно использовать в аквариальных системах большого объема. На

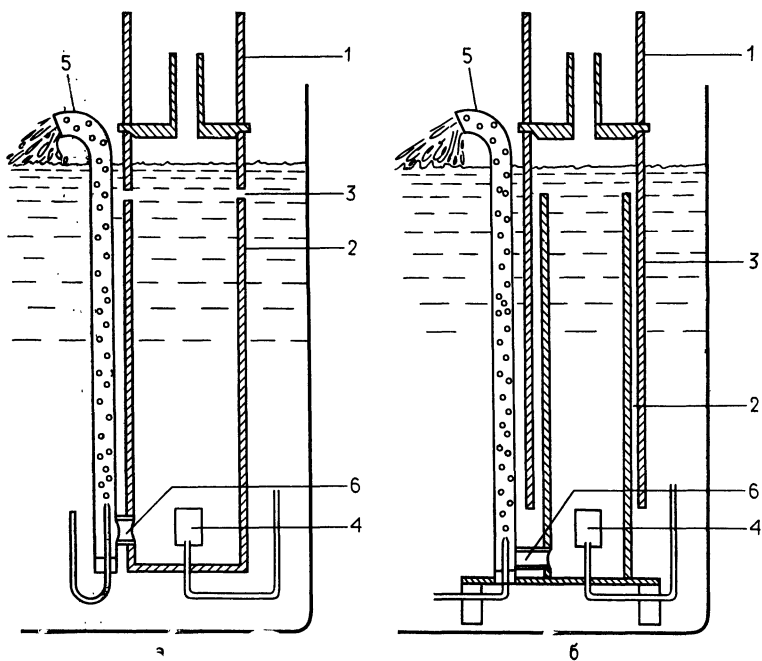


Рис. 3.11. Противоточные пеноотделительные колонки

рис. 3.10 представлен прямоточный вариант, когда пузырьки воздуха в пеноотделительной колонке поднимаются вместе с током воды, а на рис. 3.11 — противоточный, когда ток воды идет навстречу поднимающимся пузырькам. Принцип противотока обеспечивает более продолжительный контакт, так как вода, встречаясь с пузырьками воздуха, уравнивает их и замедляет скорость подъема.

В колонках прямоточной системы воздух из компрессора распыляется через диффузор 2 (см. рис. 3.10). По мере подъема пузырьки 1 перемешиваются, или «контактируют», с водой. Поверхностно-активные фракции РОВ оседают на поверхности пузырьков, образующих пену на границе воздуха и воды 3. По мере накопления пена попадает в камеру-коллектор 5. Коллектор съемный, легко доступен для промывки. Очищенная вода возвращается в аквариум через отверстие 4. В противоточных конструкциях вода подается против направления

движения воздушных пузырьков. На рис. 3.11, *а* воздух из компрессора поступает через диффузор 4 в контактную колонку 2. Неочищенная вода из аквариума подается в колонку через верхнее отверстие 3. При такой конструкции верхняя часть колонки служит разделительной камерой. Избыток пены поступает в коллектор 1, который легко снимается для промывки. Очищенная вода забирается снизу, проходит через соединительную трубку 6 возле дна колонки и с помощью эрлифта возвращается в аквариум 5. Конструкция, представленная на рис. 3.11, *б*, аналогична описанной с той разницей, что контактная колонка 2 заключена во внешний кожух 3. Преимущество такой конструкции заключается в том, что неочищенная вода не может выноситься с воздухом обратно в аквариум, как в схеме 3.11, *а* (через отверстие 3), поэтому конструкция на рис. 3.11, *б* несколько эффективнее.

3.3. Ионообмен

Ионообменные материалы, состоящие из природных цеолитов или синтетических смол, очень эффективны при удалении некоторых нежелательных компонентов из аквариумной воды. Применение ионообменников возможно в основном только в пресноводных системах, так как присутствие в солоноватой и морской воде множества других ионов ограничивает число свободных точек (локусов) для связывания загрязнителей. Ионообмен как способ очистки аквариумной воды, как правило, не применяется. Это тем более странно, что в правильно отрегулированных системах с помощью ионообмена можно извлечь из раствора до 90% ионов аммония, нитратов и фосфатов.

Ионообменными материалами называют гранулированные цеолиты или синтетические смолы, несущие электрохимический заряд и способные извлекать из раствора специфические ионы путем обмена их на ионы другого типа, но с тем же электрохимическим зарядом. По классификации Кунина (Kunin, 1963) ионообменные смолы подразделяются на сильные и слабые катиониты и сильные и слабые аниониты.

Извлечение ионов аммония. Вопросы удаления ионов аммония из сбросных вод путем ионообмена рассматри-

ваются в многочисленной литературе (Nesselson, 1954; Culp and Slechta, 1966; Battelle Memorial Institute, 1969; Koon and Kaufman, 1971; 1975; Jorgensen et al., 1976). Йоргенсен и др. (1976) изучали извлечение ионов аммония (NH_4^+) с помощью клиноптилолита — природного цеолита. Было обнаружено, что этот материал действует одновременно как ионит (ионообменник) и как адсорбент. Точка насыщения составила приблизительно 8,0 ммоль $\text{NH}_4\text{—N}$ на 100 г. При увеличении продолжительности контакта до 120 мин эффективность адсорбции и ионообмена возрастала.

Спотт (Spotte, 1970) предположил, что ионообмен можно использовать для удаления ионов биогенных веществ, включая аммоний, из воды аквариумов и инкубационных цехов рыбоводных предприятий. Эффективность этого процесса была подтверждена Джонсоном и Сибертом (Johnson and Sieburth, 1974) и Коникоффом (Konikoff, 1974). Джонсон и Сиберт обнаружили, что как клиноптилолит, так и ионообменные смолы уменьшали содержание аммония (общий $\text{NH}_4\text{—N}$) в пресной воде лососевого питомника. Коникофф отметил, что при высокой плотности посадки канального сомика в пресноводные бассейны концентрация аммония в бассейне, оборудованном клиноптилолитовой колонкой, была значительно ниже, чем в контрольном, где применялся обычный биологический фильтр. Однако последующее увеличение содержания нитритов вызвало высокую смертность рыбы в обоих бассейнах. В воде контрольного бассейна содержание аммония, нитратов, фосфатов, кислотность и удельная электропроводность воды постепенно увеличивались, а щелочность и рН снижались. В бассейне, где вода фильтровалась через клиноптилолитовую колонку, содержание аммония, фосфатов и кислотность воды по сравнению с контролем были ниже. Содержание нитратов и удельная электропроводность были такими же, как в контрольном бассейне, а щелочность и рН выше.

Возможность использования ионообмена для удаления нитратов и фосфатов из воды аквариумов и аквариальных систем специально не изучалась, но некоторые факторы, обуславливающие извлечение этих веществ из сбросных вод, рассматриваются ниже.

Факторы, обуславливающие эффективность ионообмена. Эффективность ионообмена в значительной степе-

ни зависит от межионного взаимодействия, степени заполнения обменных локусов молекулами растворенных органических веществ и размеров гранул ионообменников.

Межионное взаимодействие. Эффективность удаления ионов аммония зависит от катионной силы поступающей воды, т. е. от ионной силы раствора, рассчитанной только по катионам.

Ионная сила может быть рассчитана по формуле

$$I_+ = \frac{1}{2} \sum (m_i z_i^2), \quad (7)$$

где m_i — концентрация катионов i -го типа, М/л; z_i — валентность катионов того же типа (Koop and Kaufman, 1975).

Изучая процесс очистки сбросных вод с помощью ионообменников, Кун и Кауфман (1975) обнаружили, что при связывании ионов аммония обменная емкость клиноптилолита резко снижалась, когда катионная сила раствора возрастала до 0,01 М/л. По мере дальнейшего увеличения катионной силы раствора обменная емкость ионита продолжала снижаться, но в меньшей степени. Джонсон и Сиберт (1974) также отмечали, что эффективность удаления ионов аммония из воды лососевого рыбопитомника с помощью клиноптилолита резко снижалась при увеличении ионной силы раствора. При солёности воды, равной всего 5‰, извлечение общего $\text{NH}_4\text{—N}$ уменьшалось в 10 раз (рис. 3.12). При солёности, равной 10,15 и 25‰, эффективность ионообмена еще больше снижалась, но не так резко, как при солёности 5‰.

Удаление нитратов и фосфатов из воды с высокой ионной силой также затруднено. Элиассен и др. (Eliassen et al., 1965) отмечали, что при высоком содержании хлоридов в сбросной воде снижается число обменных локусов, необходимых для контакта с нитратами и фосфатами. Высокое содержание сульфатов также затрудняло ионообмен. Бьюлоу и другие (Buelow et al., 1975), изучая эффективность извлечения нитратов из воды с различной ионной силой, показали, что обменная способность ионообменных смол в значительной степени зависит от общей концентрации анионов в протекающей воде. В некоторых случаях последовательность извлечения ионов может измениться на противоположную. В во-

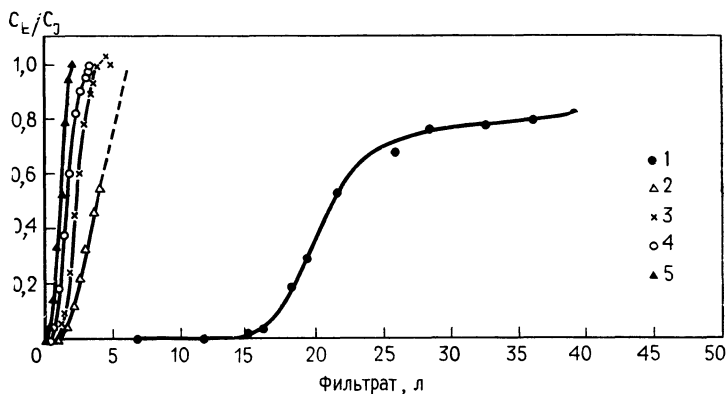


Рис. 3.12. Извлечение с помощью ионообменника ионов аммония из дистиллированной воды (1), искусственной морской воды соленостью 5‰ (2), 10‰ (3), 15‰ (4) и 25‰ (5). C_I и C_E — концентрация аммония соответственно на входе и выходе

де с небольшой ионной силой сульфаты адсорбируются лучше нитратов, но при увеличении ионной силы протекающей воды, наоборот, нитратов извлекается больше, чем сульфатов. Все проведенные опыты позволили выявить одну закономерность: как катиониты, так и аниониты в растворах со слабой ионной силой предпочитают взаимодействовать с поливалентными ионами.

Бьюлоу и др. (1975) показали, что если в воде присутствует окись кремния, то она, покрывая поверхность ионообменных смол, препятствует обмену нитратов. Наиболее серьезной помехой являются ионы сульфатов, а также хлориды и бикарбонаты. В слабых растворах эти ионы извлекаются ионитами в следующем порядке: сульфаты > нитраты > хлориды > щелочные ионы (сумма карбонатов и бикарбонатов). В более насыщенных растворах сульфаты и нитраты меняются местами.

Отбор ионов из воды, а следовательно, и эффективность ионообмена зависят главным образом от межионного взаимодействия. Отбор ионов резко снижается с увеличением ионной силы поступающей неочищенной воды. С практической точки зрения в морской, солоноватой и даже жесткой пресной воде ионообменный процесс малопродуктивен. Йоргенсен и др. (Jorgensen et al., 1976) отмечали, что по сравнению с дистиллиро-

ванной в загрязненной воде удаление ионов аммония происходит гораздо менее эффективно из-за присутствия ионов кальция. Аналогично Элиассен и др. (1965) указывали, что присутствие в сбросной воде хлоридов (200 мг/л) и сульфатов (65 мг/л) значительно затрудняло извлечение нитратов и фосфатов в ионообменниках. Учитывая, что в морской воде ионы кальция, хлориды и сульфаты присутствуют в концентрации 400, $1,9 \times 10^4$ и 885 мг/л соответственно, легко понять, почему быстро связываются активные центры на ионообменниках, и они выходят из строя прежде, чем успевают извлечь из воды значительное количество биогенных веществ. Дейви и др. (Davey et al., 1970) и Шётс (Schjötz, 1976) отмечали способность ионообменных смол извлекать из морской воды ионы редких металлов, что, безусловно, верно, однако детально этот процесс они не разбирали.

Загрязнение ионитов органическими соединениями. Присутствие в воде растворенных органических соединений отрицательно влияет на обмен неорганических ионов. Органические вещества загрязняют поверхность ионообменного материала, уменьшая число локусов для связывания неорганических соединений (Jorgensen et al., 1976; Frisch and Kunin, 1960). Органическое загрязнение в процессе удаления фосфатов из сбросных вод рассматривали Элиассен и др. (1965). Полученные ими результаты показаны на рис. 3.13. Осевшие на ионообменных материалах органические вещества можно удалить с помощью гидроокиси натрия, соляной кислоты, метанола либо обратной промывкой ионообменной колонки бентонитом, который, действуя как скребок, очищает поверхность ионитов. Как видно из рис. 3.14, бентонит обеспечивает наиболее эффективную очистку. Элиассен обнаружил, что органические вещества, покрывающие поверхность ионообменных смол, непосредственно в ионообмене не участвуют, а образуют мономолекулярную пленку. Джонсон и Сиберт (1974) показали, что при содержании общего органического углерода 30 мг/л клиноптилолит перестает связывать ионы аммония. В результате при удалении 95% аммония из дистиллированной воды количество очищенной воды составляло всего половину исходного (рис. 3.15).

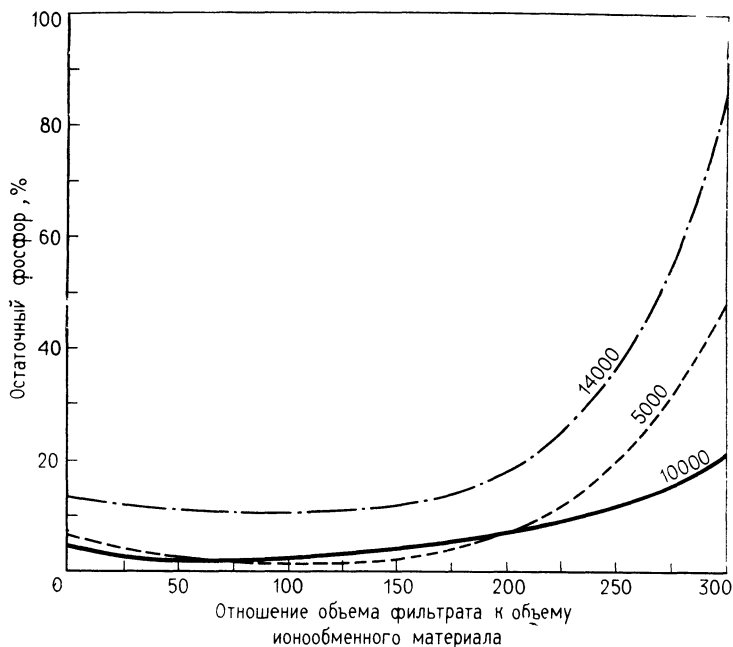


Рис. 3.13. Удаление фосфатов из сбросных вод на ионообменниках. Восходящий участок кривых отражает уменьшение эффективности извлечения фосфатов. Левый участок кривых отражает пониженную адсорбционную способность ионообменной смолы, вызванную осаждением в обменных локусах РОВ. Цифры над кривыми показывают объем фильтрата, выраженный в объемах ионообменного материала

Размер гранул ионообменного материала. Размеры частиц ионообменного материала влияют на его адсорбционную емкость. Мелкие гранулы имеют большую поверхность контакта с водой. Йоргенсен и др. (1976), работая с ионообменными смолами для удаления ионов аммония из сбросных вод, отмечали, что при размере гранул 2,5—5 мм статическая емкость была на уровне 0,47 мэкв. $\text{NH}_4\text{—N}$ на 1 г ионита, а при 1,4—2 мм — 0,62 мэкв./г. Джонсон и Сиберт (1974) также отмечали, что более крупные гранулы ионообменников были менее эффективны при удалении ионов аммония. Они показали, что оптимальные размеры частиц клинфиллолита составляют $1 \times 0,35$ мм.

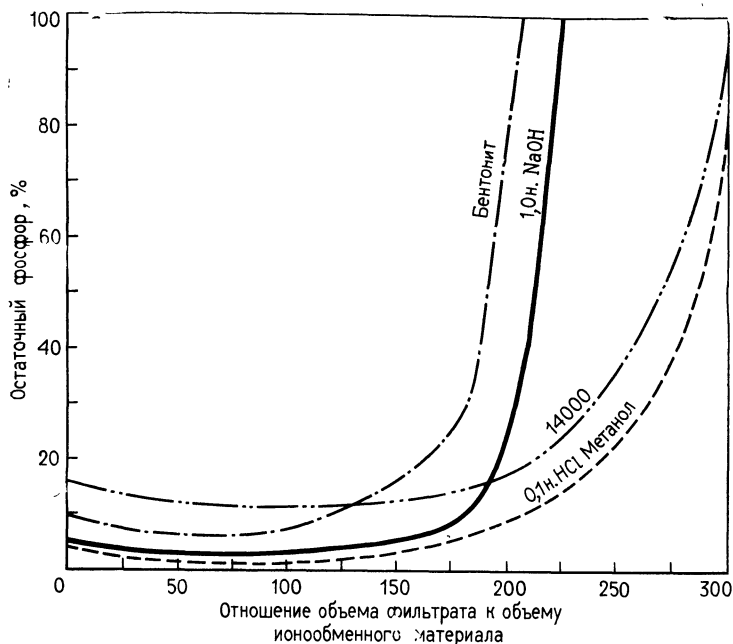


Рис. 3.14. Способы восстановления ионообменников. Цифры на кривых показывают объем фильтрата, выраженный в объемах ионообменного материала

Устройство ионообменных колонок. При конструировании ионообменного контактора необходимо учитывать свойства ионообменного материала и некоторые особенности ионообменной колонки.

Выбор ионообменного материала. Трудно заранее предсказать, как поведет себя тот или иной ионит в конкретных условиях. Бьюлоу и др. (1975) подчеркивали, что экспериментальную очистку следует производить в реальных производственных условиях, а не на дистиллированной воде или модельных растворах. Они отмечали, что порядок извлечения ионов из загрязненной воды и их взаимодействие с ионами данного ионита из-за непостоянной ионной силы раствора могут изменяться даже на противоположные. В растворах большой ионной силы нитраты адсорбируются прежде сульфатов, при снижении ионной силы притекающей во-

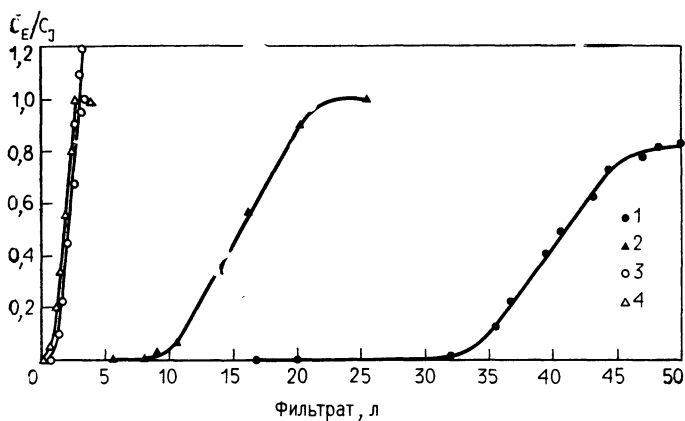


Рис. 3.15. Извлечение аммония клиноптилолитом (размер гранул $1,0 \times 0,35$ мм) из дистиллированной воды (1), из воды рыбоводного бассейна, содержащей 30 мг/л общего органического вещества (2), искусственной морской воды соленостью 15‰ (3) и воды из рыбоводного бассейна соленостью 15‰ (4). C_E и C_I — концентрация аммония на вытоке и в токе соответственно

ды ситуация меняется на противоположную. Извлечение ионов аммония продолжается даже при увеличении ионной силы раствора. Таким образом, эффективность процесса возрастает, когда межйонные взаимодействия сведены к минимуму независимо от вида извлекаемых ионов. Общее сродство ионообменных материалов к трем основным неорганическим ионам-загрязнителям приведено в табл. 3.1. Следует отметить, что эти данные приведены только для сведения и не заменяют предварительных исследований.

Таблица 3.1. Типы ионообменных материалов, пригодных для извлечения загрязняющих ионов

Ионообменный материал	Загрязнитель
Основной катионит	Ионы аммония
Основной анионит	Нитраты
	Фосфаты
	Сульфаты

Выбор ионообменника зависит от химической природы иона-загрязнителя и ионной силы воды, которую предстоит очищать. Анионы (например, нитраты и фосфаты) осаждаются на анионитах, катионы (например, ион аммония) извлекаются из воды положительно заряженными ионитами (катионитами). Слабые иониты, если они справляются с поставленной задачей, предпочтительнее сильных, так как легче поддаются регенерации. В некоторых случаях иониты, которые за один проход воды связывают большое количество загрязнителя, неудобны. Для аквариумистов важнее то, насколько ионообменный материал сохраняет свои свойства после многократного восстановления. Бьюлоу и др. (1975) отмечали, например, что ионообменные смолы, которые извлекают большое количество исходных нитратов, труднее поддаются регенерации.

Кун и Кауфман (1975) установили, что для удаления ионов аммония наиболее пригоден клиноптилолит, хотя смолы, испытанные Джонсоном и Сибертом (1974), также оказались эффективными. Сильноосновные аниониты в хлоридной форме пригодны для извлечения нитратов из сбросных вод (Buelow et al., 1975; Nesselson, 1954). Элиассен и др. (1965) извлекали из загрязненной воды до 92% нитратов и 95% фосфатов, используя сильноосновной анионит, а Мартинезу (Martinez, 1962), который применял ионообменник того же типа, но изготовленный на другом предприятии, удалось извлечь из сбросной воды до 99% нитратов и 98% фосфатов.

Ионообменная колонка. Ионообменный материал помещают в контактную колонку, размеры которой определяют исходя из объема обрабатываемой воды. Для этой цели пригодны колонки для активного угля (см. рис. 3.4 и 3.6). В очень больших водных системах в качестве ионообменной колонки может быть приспособлен быстрый песчаный фильтр высокого давления (рис. 3.16).

Важно правильно разместить ионообменную колонку в системе очистки воды. Йоргенсен и др. (1976) советуют устанавливать ионообменники в схеме после контактора с активированным углем, чтобы уменьшить загрязнение ионообменного материала растворенными органическими веществами. Перед колонкой с углем должен стоять эффективный механический фильтр. Этим

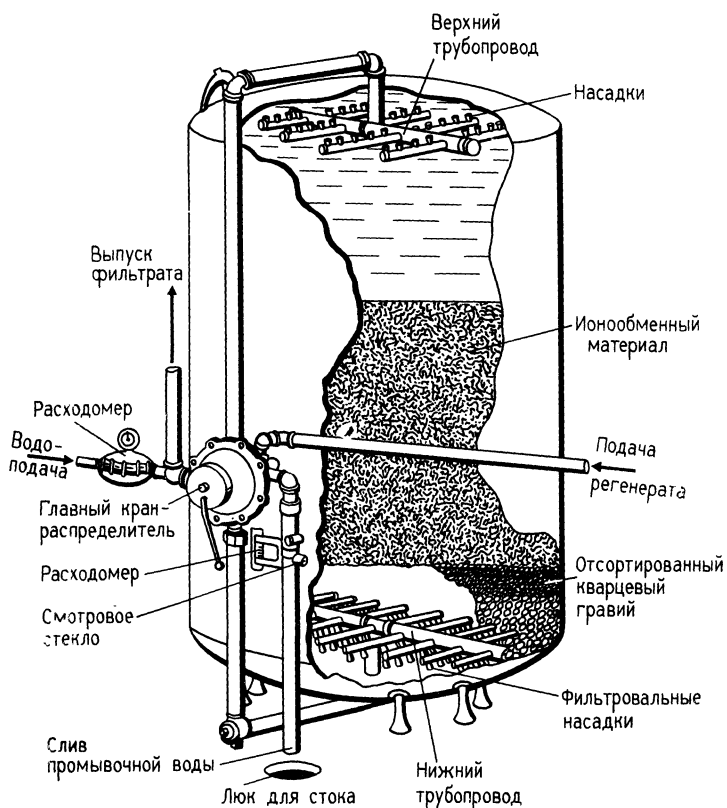


Рис. 3.16. Быстрый песчаный фильтр высокого давления, заполненный гранулами ионообменной смолы и предназначенный для очистки больших объемов воды. Схема позволяет осуществлять регенерацию ионообменника на месте

достигается снижение содержания органических взвесей и предотвращается засорение поверхностных слоев активного угля и ионообменных смол.

3.4. Практическое руководство

В процессе физической адсорбции из растворов удаляются различные микроэлементы. Это не имеет большого значения, если в аквариуме не посажены растения, в противном случае раз в 2 недели приходится заменять 10% аквариумной воды.

Активный уголь. Адсорбционная способность активного угля по мере эксплуатации постепенно снижается, и в конце концов материал приходится заменять или восстанавливать. В противном случае возникает десорбция, а растворенные органические вещества из пор адсорбента вновь переходят в раствор. Реактивация предусматривает обжиг гранул угля при высокой температуре под давлением. Однако даже при таком режиме раскрываются только самые крупные поры (Joyce and Sukenik, 1964), поэтому с каждой реактивацией адсорбционная способность гранул снижается и, по-видимому, она никогда не достигает исходного значения.

Рекомендуется брать 1 г гранул на 1 л аквариумной воды и полностью заменять адсорбент каждые 2 мес. Минерализация растворенных органических веществ гетеротрофными бактериями, поселяющимися на поверхности гранул, создает впечатление, что адсорбент еще работает, хотя на самом деле его адсорбционная способность уже исчерпана (Maqsood and Benedek, 1977). Единственный способ, позволяющий зарегистрировать начало десорбции,— постоянно следить за содержанием общего органического углерода (окисляемостью) в выходящей из адсорбционной колонки воде.

Пеноотделительный процесс. В пеноотделительных колонках, снабженных эрлифтами, объем распыляемого воздуха такой же, как и в обычных эрлифтах сходного размера (см. табл. 5.1). Степень погружения такая же, как в эрлифтах, и вытекающая вода должна выходить плавной струей. Если объем подаваемого воздуха превосходит вместимость трубы эрлифта, продолжительность контакта воды с воздухом нестабильна. Адсорбция частично зависит от площади поверхности воздушных пузырьков, поэтому в месте подачи воздуха обязательно устанавливают распылительную насадку.

Ионообмен. Природную воду с высоким содержанием железа или марганца следует предварительно очистить осаждением, интенсивной аэрацией или окислением озоном либо перманганатом калия. Бьюлоу и др. (1975) обнаружили, что осадок железа затруднял извлечение нитратов из воды. Осадок можно удалить обработкой смол 1,0 н. раствором HCl и обратной промывкой. Высокое содержание железа и марганца обычно свойственно воде из артезианских скважин.

Ионообменный процесс протекает очень быстро и зависит от числа свободных обменных локусов (т. е. от количества ионообменного материала) и расхода воды. Эти факторы определяют опытным путем в предварительных исследованиях для конкретного расхода воды или эмпирически, контролируя продолжительность работы ионообменника, пока не появятся признаки его истощения, затем согласованно регулируют расход воды и объем ионита. Истощение определяют по скачкообразному повышению содержания биогенных веществ в вытекающей воде.

В табл. 3.2 приведено количество регенеранта для восстановления ионообменных смол. Большинство ионообменных материалов эффективно восстанавливается раствором хлористого натрия. Корнголд (Korngold, 1972) рекомендует использовать для этих целей морскую воду, что удобно для пресноводных аквариальных систем, расположенных в приморской зоне. При определении концентрации регенеранта для начала рекомендуется применить 10%-ный раствор хлористого натрия.

Таблица 3.2. Рекомендуемое количество регенеранта для восстановления ионообменных смол

Ионообменные смолы	Ионная форма	Регенерант	Количество регенеранта, необходимое для восстановления ионообменной смолы, экв./мэв.
Сильнокислые катионы	H ⁺	HCl	3—5
	H ⁺	H ₂ SO ₄	3—5
Слабокислые катионы	Na ⁺	NaCl	3—5
	H ⁺	HCl	1,5—2
	H ⁺	H ₂ SO ₄	1,5—2
Сильноосновные анионы I	Na ⁺	NaOH	1,5—2
	OH ⁻	NaOH	4—5
	Cl ⁻	NaCl	4—5
	Cl ⁻	HCl	4—5
Сильноосновные анионы II	SO ₄ ²⁻	Na ₂ SO ₄	4—5
	SO ₄ ²⁻	H ₂ SO ₄	4—5
	OH ⁻	NaOH	3—4
	OH ⁻	NaOH	1,5—2
Слабоосновные анионы	Свободные основания	NaOH	1,5—2
	То же	NH ₄ OH	1,5—2
	То же	Na ₂ CO ₃	1,5—2
	Cl ⁻	HCl	1,5—2
	SO ₄ ²⁻	H ₂ SO ₄	1,5—2

Бьюлоу и др. (1975), например, обнаружили, что в воде небольшой ионной силы регенерация ионообменной смолы происходила при добавлении 0,359 кг NaCl на 1 м³, в то время как для воды большей ионной силы потребовалось 1,366 кг NaCl на 1 м³. Для воды из двух артезианских скважин потребовалось 0,605 и 0,628 кг/м³ хлористого натрия. Для конкретных условий количество регенеранта устанавливают опытным путем.

Хлористый натрий и другие регенеранты, например те, которые использовали Элиассен и др. (1965) (едкий натр, метанол, соляная кислота), могут либо быть непосредственно токсичны для рыбы, либо вызывать существенные изменения рН в воде со слабыми буферными свойствами. Регенеранты и моющие средства следует вносить, соблюдая осторожность. Обычно ионообменную колонку на период восстановления отключают от аквариумной системы. После обработки контактную колонку необходимо тщательно промыть чистой водой.

Глава 4

Дезинфекция

Дезинфекцией называют процесс уничтожения патогенных микроорганизмов различными химическими и физическими способами. Аквариумную воду обычно дезинфицируют ультрафиолетовым (УФ) излучением или озонированием. Оба процесса снижают численность свободноплавающих микроорганизмов, но не оказывают влияния на инфекционные и паразитические организмы, живущие непосредственно на животных. Таким образом, дезинфекция способна предотвратить заражение, но не может заменить антибиотики и другие хемотера-

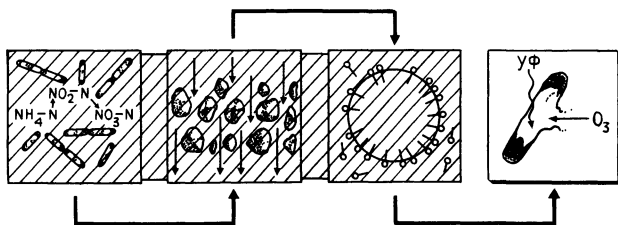


Рис. 4.1. Положение дезинфицирующего оборудования в схеме очистки воды

пептические средства, применяемые при лечении заболеваний.

На результаты дезинфекции отрицательно влияет присутствие в воде растворенных и взвешенных органических соединений, поэтому ультрафиолетовые стерилизаторы и озонаторы помещают в схеме очистных сооружений после биологических, механических фильтров, а также физических контакторов (рис. 4.1).

4.1. Ультрафиолетовое облучение

Ультрафиолетовое излучение убивает микроорганизмы в воде, непосредственно воздействуя на ДНК (дезоксирибонуклеиновую кислоту) в клетке. УФ-лампы создают излучение, а процесс обработки воды называют облучением.

Факторы, влияющие на степень поражения. Эффективность ультрафиолетовых стерилизаторов зависит от размеров организмов, интенсивности генерируемого излучения и глубины проникновения УФ-лучей в воду. Обычно, чем крупнее микроорганизмы, тем устойчивее они к воздействию УФ-лучей. Большинство вирусов, бактерий, микроскопических грибов и простейших могут быть обезврежены облучением интенсивностью $35\,000$ мкВт·с/см² (микроватт в секунду на 1 см² поверхности ультрафиолетовой лампы). Более крупные микроорганизмы, например инфузорию *Jchthyophthirius*, на стадии свободноплавающих «бродяжек», по данным Хофмана (Hoffman, 1974), приходится обрабатывать излучением большей мощности — до $400\,000$ мкВт·с/см². Для обезвреживания взрослых паразитов, которые поселяются на коже и жабрах рыб, требуется доза, равная примерно $1\,717\,200$ мкВт·с/см², при условии, что инфузории предварительно отделены от хозяина (Vlasenko, 1969). Такие различия в летальных дозах обусловлены резкими колебаниями размеров паразитов во взрослом состоянии и на стадии «бродяжек» (800 мкм по сравнению с 20×35 мкм). Динофлагеллята *Oodinium ocellatum* — жгутиконосец, паразитирующий на морских рыбах на диноспорной (свободноплавающей) стадии развития, вероятно, может быть обезврежена дозой $35\,000$ мкВт·с/см², однако экспериментально это не проверялось. Минимальная летальная доза (МЛД) для

«бродажек» другого опасного паразита морских рыб — инфузории *Cryptocaryon irritans* — может достигать 800 000 мкВт·с/см², однако это также только предположение. Подобный вывод основан на сходстве их размеров [35×56 мкм (Nigrelli and Ruggieri, 1966)] с размерами «бродажек» *Ichthyophthirius*, для которого МЛД известна. Минимальные летальные дозы УФ-излучения для некоторых микроорганизмов (преимущественно паразитических) приведены в табл. 4.1.

Даже при оптимальных условиях УФ-лучи, по-видимому, неспособны проникать в толщу воды на глубину, превышающую 5 см. Проникающая способность еще больше уменьшается, если в воде присутствуют ВОВ, РОВ, а также неорганические ионы. Другими словами, в воде с высоким содержанием органических веществ или очень мутной УФ-облучение неэффективно. При одинаковых дозах ультрафиолетовое облучение более эффективно в пресной воде, чем в солоноватой и морской, где содержится много неорганических ионов.

Устройство стерилизаторов. Обзор конструкций стерилизаторов содержится в работе Уитона (Wheaton,

Таблица 4.1. МЛД УФ-излучения и размеры некоторых свободноживущих и паразитирующих в аквариумах и прудах микроорганизмов (Hoffman, 1974)

Микроорганизм	Стадия жизненного цикла	Размер, мкм	МЛД, мкВт·с/см ²
<i>Trichodina</i> sp.	—	16×20	35000
<i>Trichodina nigra</i>	—	22×70	159000
<i>Saprolegnia</i> sp.	Зооспора	4×12	35000
<i>Saprolegnia</i> sp.	Гифы	8×24	10000
<i>Oodinium ocellatum</i> *	Диноспора	8×12	—
<i>Sarcina lutea</i>	—	1,5	26400
<i>Ichthyophthirius</i> sp.	«Бродяжки»	20×35	336000
<i>Ichthyophthirius</i> sp.	»	20×35	100000
<i>Cryptocaryon irritans</i> **	»	35×56,5	—
<i>Chilodonella cyprini</i>	—	35×70	1008400
<i>Paramecium</i> sp.	—	70×80	200000

* По данным Нигрелли (Nigrelli, 1936).

** По данным Нигрелли и Руггieri (Nigrelli and Ruggieri, 1966).

1977). Существует два основных типа УФ-стерилизаторов: поверхностные и погружные. Поверхностный стерилизатор состоит из батареи УФ-ламп с отражателями, укрепленной на высоте 10—20 см над мелким лотком, через который протекает вода. Лоток необходим, чтобы уменьшить толщину слоя облучаемой воды. Более надежны погружные стерилизаторы. Их параметры лучше поддаются расчету, кроме того, их можно устанавливать в любом месте водоочистной системы простым соединением в линию водоподачи или сброса. В некоторых стерилизаторах УФ-лампы заключены в водонепроницаемый корпус из кварцевого стекла, который создает вокруг лампы изолирующий слой воздуха, предохраняющий ее от остывания в воде и обеспечивающий работу лампы при оптимальной температуре (40,5°C). Если кварцевая оболочка отсутствует и лампа работает при температуре ниже оптимальной, эффективность облучения заметно снижается. На рис. 4.2 показано устройство типичного погружного стерилизатора. Вода поступает в стерилизатор через патрубок 1, протекает с определенной скоростью мимо УФ-лампы и по выводной трубе снова возвращается в аквариум.

Для погружных стерилизаторов необходимо два дополнительных приспособления: счетчик интенсивности

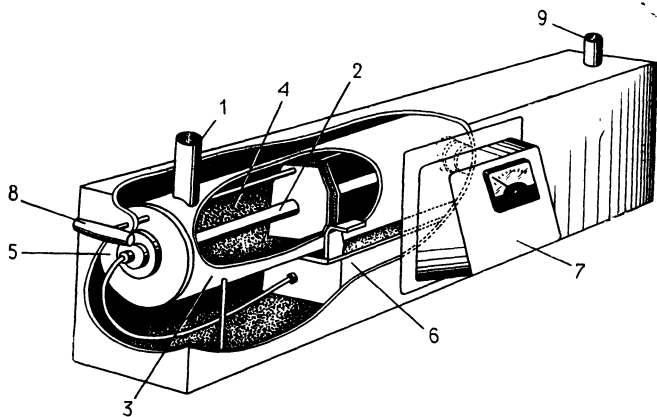


Рис. 4.2. Ультрафиолетовый стерилизатор:

1 — водоподающий патрубок; 2 — УФ-лампа; 3 — корпус из кварцевого стекла; 4 — дезинфекционная камера; 5 — патрон лампы; 6 — балласт; 7 — счетчик интенсивности излучения; 8 — ручной скребок; 9 — патрубок выпуска воды

излучения и устройство для протирки кварцевого корпуса. Со временем эффективность работы УФ-лампы снижается. Специальная щетка необходима для удаления биологической пленки, образующейся на внешней поверхности корпуса и снижающей проникающую способность ультрафиолетовых лучей.

УФ-стерилизаторы должны обеспечивать максимальную интенсивность излучения ($1,0 \cdot 10^6$ мкВт·с/см²) при расходе воды не ниже полного объема системы за 24 ч. Решающее значение имеет продолжительность контакта, эффективная доза радиации может быть удвоена путем уменьшения расхода воды, протекающей через стерилизатор, наполовину.

4.2. Озонирование

В отрегулированной системе обработка воды трехатомным кислородом или озоном снижает число свободноплавающих микроорганизмов. При обычных дозах и непродолжительном контакте озонирование не снижает содержание растворенных органических веществ путем прямого окисления до CO₂, как это принято думать и не переводит общий аммоний в более окисленные соединения. К озонированию чувствительны органические соединения с двойными углеродными связями (C=C). Функциональные группы типов —SH; S⁺; —NH₂; —OH и —CHO также подвержены действию озона. При озонировании одни органические соединения переходят в другие, и в результате содержание общего органического углерода (окисляемость) в воде не изменяется (Fargoq et al., 1977 a; Nebel et al., 1973). После озонирования морской воды в аквариуме «Мистик Маринлайф» не наблюдалось снижения содержания общего органического углерода по сравнению с исходным (6,0 мг/л).

Хьюберс и др. (Huibers et al., 1969), Маккарти и Смит (McCarthy and Smith, 1974) и Небел и др. (Nebel et al., 1973) пришли к выводу, что озонирование не является нитрификационным процессом. Сингер и Зилли (Singer and Zilli, 1975) показали, что в пресной воде с pH от 7,0 до 9,0 слабая кинетика процесса препятствует переходу значительного количества аммония в нитраты. Сходный вывод можно сделать и для морской воды, хотя Хонн и Чавин (Honn and Chavin, 1976) со-

общали, что после озонирования в замкнутой морской системе содержание аммония и нитритов снизилось, а нитратов — возросло. Таким образом, включение озонатора в систему сразу после биологического фильтра обеспечивало непосредственное окисление аммония и нитритов. Однако прямых кинетических исследований не проводилось, и поэтому говорить о прямом окислении неорганического азота при озонировании морской воды преждевременно.

Факторы, влияющие на эффективность дезинфекции. Эффективность озона как дезинфицирующего средства зависит в основном от времени контакта и остаточной концентрации недиссоциированного O_3 . Поддерживать остаточное содержание озона на одном уровне трудно, поскольку он очень нестабилен, а его окислительная способность часто расходуется не только на живые микроорганизмы, но и на другие субстанции. Таким образом, эффективность поражения микробов определяется степенью диссоциации O_3 после попадания его в контактную камеру.

Содержание РОВ, ВОВ (в том числе микроорганизмы), рН и ионная сила воды влияют на потребление озона в аквариальной воде и уменьшают количество O_3 , необходимое для дезинфекции. Увеличение какого-либо из этих параметров приводит к соответствующему увеличению порогового уровня O_3 , необходимого для дезинфекции. На эффективность дезинфекции непосредственное влияние оказывает также температура воды. Фарук и др. (Fargoq et al., 1977 b) показали, что при повышенной температуре число пораженных микроорганизмов возрастает. Из их опыта (рис. 4.3) следует, что при постоянном уровне остаточного озона (0,57 мг/л) эффективность дезинфекции воды увеличивалась с возрастанием температуры (9, 20, 30, 37°C).

С возрастанием рН диссоциация молекул озона ускоряется, однако зависимость эффективности дезинфекции воды от рН носит непрямой характер (Fargoq et al., 1977 a) и число пораженных микроорганизмов больше зависит от уровня остаточного озона, чем от рН. На рис. 4.4 показано, что выживаемость дрожжевого грибка *Mycobacterium fortuitum* при постоянном содержании остаточного озона и четырех уровнях рН была одинаковой.

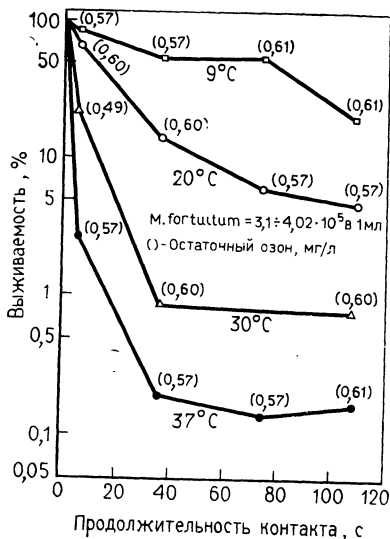
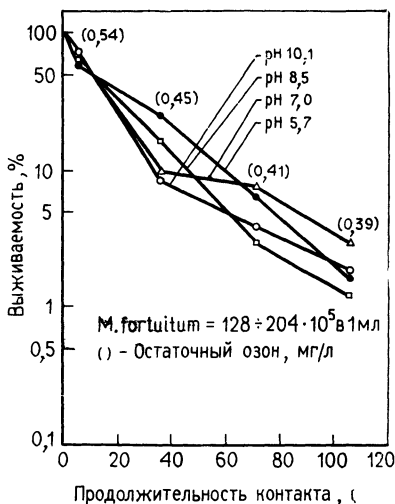


Рис. 4.3. Влияние температуры на выживаемость грибка *Mycobacterium fortuitum* при постоянном содержании остаточного озона и различной продолжительности контакта (цифры в скобках — остаточное содержание озона в мг/л)



Содержание в воде РОВ и ВОВ увеличивает потребление озона в воде и тем самым ограничивает эффективность дезинфекции. Когда в воде одновременно присутствуют и растворенные органические вещества, и микроорганизмы, озон в первую очередь действует на РОВ (Hoigné and Bader, 1976). Это частично объясняется большей концентрацией органических молекул по сравнению с микроорганизмами и тем, что продукты диссоциации озона (свободные радикалы) легче взаимодействуют с РОВ, чем недиссоциированный O_3 (Hoigné and Bader, 1976). Фарук и др. (1977 а) обнаружили, что эффективность дезинфекции во многом зависела от концентрации клеток микроорганизмов: чем выше концентрация, тем эффективность ниже. Микроорганизмы в этом случае следует рассматривать как составную

Рис. 4.4. Влияние pH на выживаемость дрожжевого грибка *Mycobacterium fortuitum* при постоянном содержании остаточного озона и различной продолжительности контакта (цифры в скобках то же, что и на рис. 4.3.)

часть ВОВ, а ВОВ в любых формах снижает дезинфицирующую способность озона.

Увеличение ионной силы аквариумной воды повышает потребность воды в озоне, поскольку при этом возрастает число способных окисляться неорганических ионов. Из-за высокого содержания неорганических солей поддерживать концентрацию остаточного озона на определенном уровне в морской воде гораздо сложнее, чем в пресной.

Устройство озонаторов. Отсутствие необходимой информации затрудняет создание озонаторов для аквариумных систем. Некоторые сведения можно почерпнуть из технической литературы по промышленному обеззараживанию воды, но только в том случае, если в опытах не использовалась дистиллированная вода. Работы по дезинфекции морской воды озоном малочисленны, а дезинфекция озоном аквариумной воды вообще не рассматривалась. Хонн и другие (Honn et al., 1976) описывают конструкцию озонатора для замкнутых аквариальных систем, работающего по принципу тихого разряда, но не приводят сведений по дезинфекции воды. Восприимчивость патогенных организмов к озонированию систематически не изучалась. Почти во всех случаях объектами исследований были бактерии, а простейшие и другие инфекционные и паразитические организмы не рассматривались. Конрад и др. (Conrad et al., 1975) сообщили, что после озонирования число бактерий *Flexibacter columnaris* в воде пресноводного лососевого питомника уменьшилось, однако применявшиеся дозы и продолжительность контакта не указаны. Ведемейер и Нельсон (Wedemeyer and Nelson, 1977) описали действие озонированной воды на две патогенные для рыб формы бактерий *Aeromonas salmonicida* и возбудителя эрозии рта (болезнь «красный рот»). Оба вида представляют опасность на лососевых хозяйствах. В дистиллированной воде с добавлением фосфатного буфера, где не происходило побочного потребления озона, бактерии, вызывающие эрозию рта, полностью погибали спустя 0,5 мин при остаточном содержании озона 0,01 мг/л, а *A. salmonicida* — спустя 10 мин. Чтобы обеспечить 100%-ную гибель *A. salmonicida* за 0,5 мин потребовалась доза остаточного озона 0,04 мг/л. Для полного уничтожения обоих видов бактерий в течение 10 мин в

озерной воде (мягкой и жесткой) потребовалась значительно бóльшая доза остаточного озона (90 мг/л). Как и следовало ожидать, в жесткой воде дезинфекция затруднена.

По концентрации бактерий и ВОВ аквариумную воду при высокой плотности посадки рыбы можно сравнить с водой низкого качества из естественных поверхностных источников, а при низкой плотности — с поверхностной водой высокого качества. Для дезинфекции таких вод Маккарти и Смит (McCarthy and Smith, 1974) рекомендовали дозу озона 0,5—4,0 мг/л при продолжительности контакта 5—10 мин. До получения новых данных эти значения можно принять за основу при обработке пресноводных, солоноватоводных и морских аквариумов. При этом следует иметь в виду, что паразитические простейшие, по-видимому, более устойчивы к озонированию по сравнению с мелкими вирусами и бактериями.

Для дезинфекции аквариумной воды применяют озонаторы двух типов: ультрафиолетовые и тихого (электрического) разряда. Озонатор второго типа показан на рис. 4.5. Ультрафиолетовые озонаторы применяют, когда требуется невысокая концентрация озона, например для домашних аквариумов. Если в качестве исходного газа используют кислород, то в зависимости от размеров

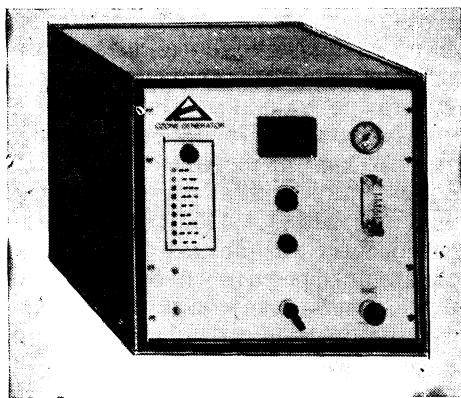


Рис. 4.5. Внешний вид лабораторного генератора озона тихого разряда

ультрафиолетовые и озонаторы обеспечивают выход озона от 1 до 10 мг/л (1,0 мг/ч). Если в качестве сырья используется атмосферный воздух, то выход озона примерно на 50% меньше. В зависимости от конструкции озонатора поток исходного газа проходит непосредственно мимо УФ-лампы или попадает под ее кварцевый корпус. Конеч-

ный выход озона в ультрафиолетовых озонаторах зависит от общего эффективного излучения, испускаемого в диапазоне 1000—2000 Å, который в свою очередь определяется устройством УФ-лампы, ее общей поверхностью излучения, силой тока, видом исходного газа (кислород или атмосферный воздух), давлением газа под корпусом лампы или в разрядной камере, температурой исходного газа.

Озонаторы тихого электрического разряда применяются в больших демонстрационных аквариумах или на рыбоводных хозяйствах, т. е. там, где потребность в озоне велика. Тихоразрядные озонаторы могут производить до 6% озона на 1 Вт энергии, однако наиболее экономичный выход получается при выработке 1—3% озона на 1 Вт. Принцип работы озонатора тихого разряда состоит в приложении переменного напряжения к двум электродам, разделенным изолятором или диэлектриком в разрядной камере (рис. 4.6). Диэлектрик необходим для образования озона, в противном случае между электродами просто возникнет искра или дуга. Кроме того, направление тока должно изменяться, поскольку проникнуть через диэлектрик электроны не могут. В течение половины цикла переменного тока изоляционный материал собирает электрические заряды на своей поверхности, а при перемене полярности испускает их. Во время работы озонатора в разрядной камере образуется рассеянное свечение или корона.

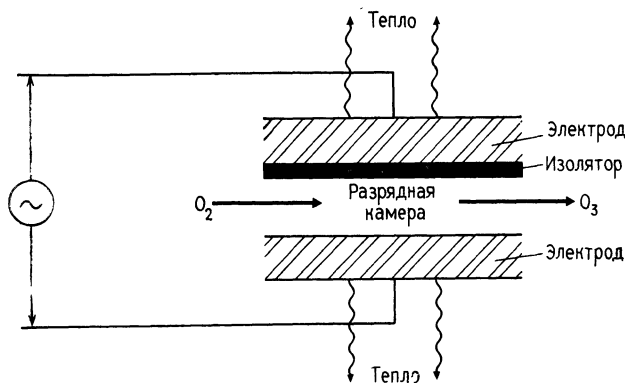


Рис. 4.6. Принципиальная схема озонатора

Электроды обычно изготавливают из нержавеющей стали или алюминия, в качестве диэлектрика применяют боросиликатное стекло. Один из электродов соприкасается со стеклянным диэлектриком, а разрядная камера находится между диэлектриком и вторым электродом (см. рис. 4.6). При напряжении менее 1500 В высота разрядной камеры обычно составляет 1—3 мм. Большая часть поступающей электрической энергии в озонаторах тихого разряда превращается в тепловую, поэтому необходимо предусмотреть приспособление для охлаждения подаваемого газа, если его напор недостаточно велик. Однако следует помнить, что слишком большая подача воздуха снижает эффективность процесса образования озона.

Выход озона в озонаторах тихого разряда зависит от концентрации кислорода в поступающем газе, температуры газа, величины его напора, максимального напряжения, частоты тока, емкости разрядной камеры, давления газа в разрядной камере и емкости диэлектрика. При прочих равных условиях для озонатора такой конструкции выход озона является функцией плотности тока (Rosen, 1973).

В литературе по крупным очистным сооружениям содержатся упоминавшиеся в начале этой главы рекомендации по оптимальным дозам озона и продолжительности контакта, однако эти данные неприменимы к малым объемам воды по двум причинам. Во-первых, количества O_3 , вырабатываемого ультрафиолетовыми озонаторами, достаточно для дезинфекции лишь очень небольших объемов воды. Во-вторых, существующие конструкции озонаторов непригодны для малых аквариумов. Типичным примером являются пеноотделительные колонки (см. рис. 3.10 и 3.11), в которые вместо воздуха подается озонированная газовая смесь. Впервые их устройство описал Сандер (Sander, 1967), который рекомендовал использовать колонки в качестве озонаторов, но оказалось, что они неспособны обеспечить необходимый контакт газа с водой даже в течение рекомендованных 5 мин. Более того, если озона вырабатывается достаточно для обезвреживания микроорганизмов, существует опасность, что избыток его окажется опасным для рыб и беспозвоночных в аквариуме. Тот факт, что животные в небольших аквариумах редко поражаются озо-

ном, свидетельствует о неэффективности озонаторов и ненадежности обработки воды малыми дозами озона.

4.3. Практическое руководство

По сравнению с озонированием УФ-облучение более надежно. Интенсивность излучения легче контролировать, чем концентрацию озона в растворе. Приборы для стерилизации воды ультрафиолетовыми лучами, как правило, более экономичны, и их можно отрегулировать с большей точностью. Озонаторы значительно менее надежны, большая часть электрической энергии, предназначенной для получения озона, в тихоразрядных конструкциях теряется в виде тепла, что заметно увеличивает расходы на обработку воды в больших замкнутых системах. Кроме того, фактическую концентрацию озона необходимо определять *in situ* лабораторными методами. Большинство промышленных установок снабжено расходомерами и счетчиками для определения концентрации озона, но, поскольку выход озона зависит от многих факторов, эти приборы не всегда надежны. Как показал лабораторный анализ, одна из установок, испытывавшаяся в аквариуме «Мистик Маринлайф», фактически производила только 30% указанного на счетчике количества озона.

Ультрафиолетовое облучение. Продолжительность работы УФ-лампы зависит как от долговечности электрода и степени соляризации, так и от обоих факторов вместе. Долговечность электродов обратно пропорциональна частоте включений и выключений лампы. Соляризация — это медленное потемнение лампового стекла под действием продолжительного УФ-облучения. Часть ртути, которая, испаряясь, конденсируется на стекле, задерживает всевозрастающее количество излучаемой энергии. При длительной эксплуатации лампа в обычном смысле не перегорает, не тускнеет и не мерцает. Эффект соляризации можно установить только по показаниям счетчика интенсивности излучения. Если интенсивность излучения снизилась на 25%, это означает, что лампа выработала свой ресурс и ее необходимо заменить. Обычно это происходит спустя год непрерывной работы лампы или через 8000 ч.

Остается установить, действительно ли УФ-стерилизаторы снижают смертность рыбы в аквариуме. Хералд и др. (Herald et al., 1970) сообщили, что стерилизатор погружного типа, установленный в аквариуме «Стейнхар» в Сан-Франциско, уменьшал численность свободноплавающих микроорганизмов на 98%. Несмотря на это, смертность рыбы оставалась на прежнем уровне (2,5% численности популяции ежемесячно). Вопрос фактически заключается в следующем: какое минимальное количество микроорганизмов способно вызвать инфекцию. Ответа пока нет. На рыбоводных хозяйствах стерилизаторы, безусловно, снижают смертность рыбы (Bullock and Stuckey, 1977; Hoffman, 1975; Sanders et al., 1972). Условия содержания рыбы на рыбоводных хозяйствах и в замкнутых аквариальных системах значительно различаются. Высокие плотности посадки способствуют распространению заболеваний, а присутствие нескольких больных особей увеличивает вероятность вспышки эпизоотии.

Озонирование. Очень важно, чтобы газ, подаваемый в озонатор, был предварительно высушен. Осушители обычно устанавливают за холодильниками, охлаждающими подаваемый газ. В результате охлаждения из газа удаляется часть влаги, что повышает эффективность осушителей, и снижается температура в разрядной камере, что замедляет процесс диссоциации образующихся молекул озона. Присутствие в подаваемом газе воды в количестве всего 0,02—0,03 мг/л заметно снижает выход озона (O'Donovan, 1965). В качестве осушителя обычно используют силикагель или хлорид кальция (CaCl_2). По мере насыщения эти материалы можно восстановить, пропуская через них горячий воздух в направлении, обратном току поступающего газа.

В больших оборотных системах, обработанных соответствующими дозами озона, перед подачей озонированной воды в аквариумы ее необходимо аэрировать в специальной камере, чтобы удалить из воды избыток озона и кислорода. Остаточный озон токсичен для рыб и беспозвоночных, а кислород, образующийся при диссоциации озона, может перенасытить воду и вызвать газопырьковую болезнь.

Как и в случае с УФ-облучением, сомнительно, чтобы обработка аквариумной воды озоном существенно

уменьшала возможность заражения гидробионтов. Необходимость дальнейшего изучения данного вопроса очевидна.

Глава 5

Газообмен и дыхание

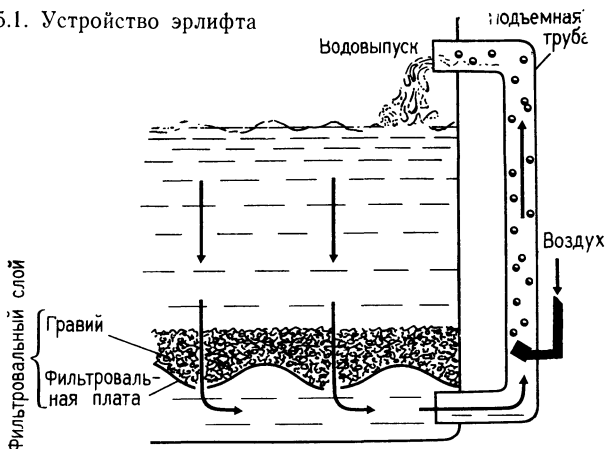
Газообмен в том смысле, в каком этот термин употребляется в данной книге, означает проникновение газов из воздушной среды в водную, и наоборот. Этот процесс в аквариумах интенсифицируется с помощью аэрации. Под дыханием будем понимать физиологический обмен газов между водными организмами и внешней средой.

5.1. Газообмен

Для поддержания жизни животным и аэробным бактериям необходим кислород, который подается в аквариум путем аэрации. Поступление кислорода из атмосферы в воду зависит от газообмена между поверхностью воды и атмосферным воздухом, а также между поверхностью воздушных пузырьков и водой. В процессе аэрации разрушается целостность водной поверхности, слои воды, бедные кислородом, выносятся на границу раздела сред вода — воздух. Поскольку содержание кислорода в воздухе выше, он по градиенту концентрации переходит в раствор. То же самое происходит, когда распыленные в толще воды пузырьки воздуха поднимаются к поверхности. Концентрация кислорода в воздушных пузырьках выше, чем в окружающей воде, и он путем диффузии переходит в раствор. Эффективность постоянной аэрации выше, чем периодической, особенно когда распыляемые пузырьки воздуха малы. Чем мельче пузырьки, тем больше общая поверхность газообмена.

Перемешивание поверхностных слоев позволяет удалять свободную углекислоту из раствора путем перемещения насыщенных CO_2 слоев на границу раздела воды и воздуха. Снижение парциального давления свободной углекислоты в растворе позволяет поддерживать ее уровень в строгом соответствии с концентрацией CO_2 в атмосфере.

Рис. 5.1. Устройство эрлифта



Эрлифт. Перемешивание поверхностных слоев воды и насыщение ее пузырьками воздуха осуществляются с помощью эрлифта. Основной частью эрлифтного насоса (или просто эрлифта) является вертикальная труба, которую называют подъемной. Нижняя часть трубы выводится под плату биологического фильтра. Наибольший дефицит кислорода ощущается под фильтровальной платой, поскольку там собирается вода, прошедшая через гравийный слой, населенный многочисленными аэробными бактериями. Свободный конец подъемной трубы проходит через толщу воды и несколько возвышается над ее поверхностью (рис. 5.1).

Эрлифт — наиболее надежное устройство для пропускания воды через биологический фильтр. Преимущества эрлифта перед механическим насосом состоят в более низкой стоимости, легкости обслуживания (отсутствуют движущиеся части), простоте установки, портативности, эрлифт не забивается илом, просто устроен, он гораздо эффективнее центробежного насоса при работе в глубоководном состоянии, наконец, на эрлифте легко отрегулировать расход воды. Кроме того, эрлифт имеет многоцелевое назначение.

Принцип работы эрлифта изложен ниже. Уровни воды внутри и снаружи погруженной вертикально в воду подъемной трубы выравниваются. Подаваемый в нижний конец трубы воздух поднимается в виде многочисленных пузырьков. Смешиваясь с водой, они образуют

водовоздушную смесь, которая, естественно, легче воды. Водовоздушная смесь внутри трубы легче воды снаружи, следовательно, равновесие нарушается, и тяжелые порции воды из-под фильтра поступают в нижний конец трубы эрлифта. До тех пор пока пропускается воздух, равновесия не наступает, и водовоздушная смесь выливается через верхний конец трубы.

Главный фактор, влияющий на эффективность работы эрлифта,— степень погружения подъемной трубы: с уменьшением глубины погружения расход воздуха возрастает. Максимальная эффективность достигается при 100 %-ном погружении, т. е. когда верхний конец подъемной трубы находится под водой. Минимально допустимая степень погружения эрлифта 80 %. Глубину погружения подводной части трубы легко рассчитать (рис. 5.2). Если расстояние от места воздухоподачи до водовытока (3—1) равно 50 см, а общая высота подъема воды (2—1) — 10 см, то

$$\frac{50 - 10}{50} = 80\%. \quad (8)$$

Расход воды в эрлифте, рассчитанный по уравнению (10), как функция длины и диаметра подъемной трубы при трех степенях погружения эрлифта приведен в табл. 5.1.

Как правило, при увеличении диаметра подъемной трубы вдвое ее общая производительность возрастает в 5,6 раза.

Если объем подаваемого воздуха превышает производительность эрлифта, эффективность его работы снижается. Об этом свидетельствует булькающий звук, издаваемый выходящим из эрлифта воздухом. Устранить эти неполадки можно, уменьшив подачу воздуха из компрессора. Вода из эрлифта должна вы-

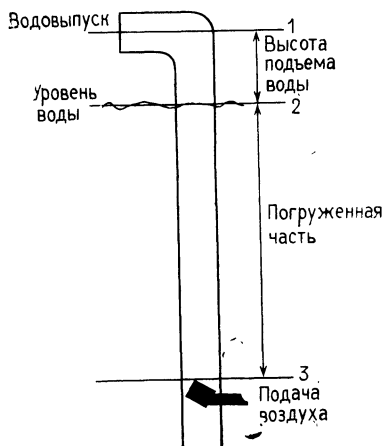


Рис. 5.2. Принцип работы эрлифта

Таблица 5.1. Расход воды (в л/мин), рассчитанный по уравнению (10), как функция длины и диаметра эрлифта при трех степенях погружения 0,8; 0,9 и 1,0

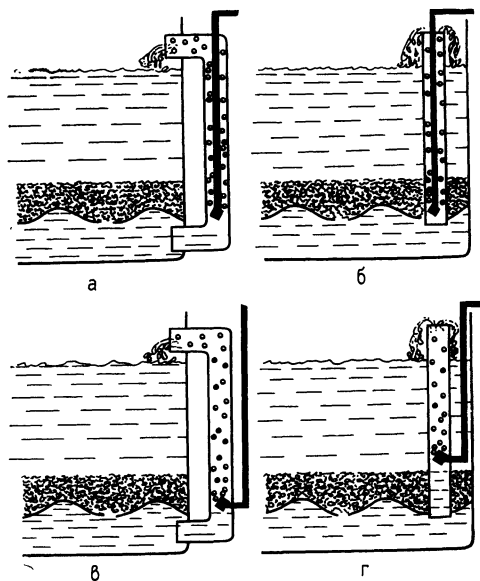
Длина L, см	Диаметр подъемной трубы, см						
	1,0	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0	
30	0,8	1,7	7,7	18,7	35,3	86,1	162,1
	0,9	2,0	9,2	22,4	42,2	102,9	193,7
	1,0	2,4	10,9	26,5	50,0	122,0	230,0
50	0,8	2,0	9,1	22,2	41,9	102,2	192,4
	0,9	2,4	10,9	26,6	50,0	122,1	229,8
	1,0	2,8	12,9	31,4	59,2	144,0	272,0
75	0,8	2,3	10,4	25,5	48,0	117,0	220,4
	0,9	2,7	12,5	30,4	57,3	139,8	263,2
	1,0	3,2	14,7	36,0	67,7	165,0	311,0
100	0,8	2,5	11,5	28,1	52,8	128,9	242,7
	0,9	3,0	13,7	33,5	63,1	153,9	289,8
	1,0	3,5	16,2	39,6	74,5	182,0	342,0
150	0,8	2,9	13,2	32,1	60,5	147,6	277,9
	0,9	3,4	15,7	38,4	72,2	176,2	331,9
	1,0	4,0	18,6	45,3	85,3	208,0	392,0
200	0,8	3,2	14,5	35,4	66,6	162,5	306,0
	0,9	3,8	17,3	42,2	79,5	194,0	365,0
	1,0	4,4	20,4	49,8	93,8	229,0	431,0
300	0,8	3,6	16,6	40,5	76,3	186,1	350,4
	0,9	4,3	19,8	48,4	91,0	222,2	418,3
	1,0	5,1	23,4	57,0	107,4	262,0	493,0

ходить ровно и плавно, если она бьет струей, либо количество подаваемого воздуха для эрлифта данного диаметра велико и большая часть воздуха, пробулькивая через воду, уходит в атмосферу, либо труба эрлифта недостаточно погружена в воду.

Как уже отмечалось, газообмен происходит эффективнее, если подаваемый воздух распыляется. В небольших аквариумах, где диаметр подъемной трубы эрлифта не превышает 2,5 см, в качестве диффузоров применяют пористые керамические насадки. В крупных эрлифтах в качестве распылителя используют перфорированные пластинки, которые укрепляют над патрубком подачи воздуха.

Устройство эрлифтов. В аквариумах обычно применяют эрлифты двух основных конструкций: с централь-

Рис. 5.3. Эрлифт с центральной (а, б) и боковой подачей воздуха (в, г)



ной подачей воздуха (воздухоподающий шланг расположен внутри подъемной трубы эрлифта) и с боковой подачей воздуха (воздухоподающий шланг находится вне трубы эрлифта). Обе схемы пригодны для различных условий работы. На рис. 5.3 представлено по два варианта каждого типа.

Несмотря на многочисленные исследования работы эрлифтов, приемлемое уравнение, связывающее основные переменные, до сих пор не разработано. Тем не менее необходимая информация в большинстве случаев доступна. Кастро и др. (Castro et al., 1975) выполнили расчеты для эрлифтов небольшой длины и малого диаметра. Немет (Német, 1961) вывел уравнение для расчета эрлифтов, основываясь на характеристиках большого числа устройств разной длины, диаметра и степени погружения. Применительно к аэрирующим эрлифтам уравнение Немета можно представить в следующем виде:

$$Q = (0,504S^{3/2} L^{1/3} - 0,0752) D^{5/2}, \quad (9)$$

где Q — максимальный расход воды при оптимальной воздухоподаче, л/мин; S — степень погружения эрлифта (отношение погруженной части эрлифта к общей длине подъемной трубы); L — длина подъемной трубы эрлифта, см; D — диаметр подъемной трубы, см.

Кастро (Castro, 1976) получил около 140 групп данных для разных диапазонов L , S и D , пригодных для расчетов эрлифтов в рыбоводных системах. Иглтон (Eagleton, 1978) подставил данные Кастро в уравнение Немета (Német, 1961). Зависимость расхода воды от диаметра, по данным Кастро, оказывается более точной, если показатель степени у D равен 2,2, а не 2,5, как у Немета. Уравнение (10), построенное на основе линейной регрессии, довольно точно соответствует данным Кастро, хотя не исключена возможность составления и более правильного уравнения.

$$Q = (0,758S^{3/2} L^{1/3} + 0,01196) D^{2.2}. \quad (10)$$

Данные Кастро (Castro, 1976; Castro et al., 1975), использованные для составления уравнения (10), относились к эрлифтам диаметром 1,7—7,8 см, длиной 60—300 см и степенью погружения 60—100%.

Параметры эрлифтов, полученные Кастро, представляют бóльший интерес для аквариумистов, так как Немец использовал данные из разных источников, в том числе характеристики эрлифтов, применяемых для добычи нефти из скважин. Если расчеты, приведенные в табл. 5.1, повторить с использованием уравнения (9), обнаружится, что расход воды, рассчитанный по Немету, для эрлифтов диаметром 1—2 см, будет меньше, а для систем диаметром 6—8 см больше, чем при расчетах по формуле Кастро. Для эрлифтов диаметром 3—4 см расчеты расхода воды по обоим уравнениям совпадают. При использовании уравнения (10) рекомендуется предусмотреть 25%-ный запас (Eagleton, 1978). Иными словами, параметры эрлифта (длина, степень погружения) следует выбирать таким образом, чтобы рассчитанный расход воды превышал требуемый на 25%. Этот запас служит для поддержания оптимального расхода воды, а также обеспечивает устойчивую работу эрлифта при максимальном расходе как у нижнего, так и у верхнего концов подъемной трубы. Ниже приведен пример расчета эрлифта.

Рассчитать параметры эрлифта для аквариума глубиной 90 см и площадью поверхности 3 м².

1. Определим норму расхода воды с учетом того, что на каждый квадратный метр поверхности требуется 40 л/мин (что соответствует $0,7 \cdot 10^{-3}$ м/с). Отсюда

$$3,0 \text{ м}^2 \cdot 40 \text{ л см}^2 \cdot \text{мин}) = 120 \text{ л/мин} + 25\% = 150 \text{ л/мин}$$

2. Выберем степень погружения эрлифта (например, 0,9). По табл. 5.1 находим диаметр трубы эрлифта, который сможет обеспечить найденный выше расход воды. Поскольку $S=0,9$, а L равно отношению глубины к степени погружения, т. е. $90/0,9=100 \text{ см}$, $D=6 \text{ см}$. Диаметр эрлифта можно определить непосредственно из уравнения (10), но обычно в этом нет необходимости.

$$D = \left[\frac{150}{0,758 (0,9)^{1,5} (90)^{1/3} + 0,01196} \right]^{1/2,2} = 6,0. \quad (11)$$

3. Рассчитываем отношение длины трубы к ее диаметру ($100/6=17$). С помощью номограммы (рис. 5.4) находим объемное отношение (вода/воздух) для погруженного на 90% эрлифта.

4. Поскольку объем воды ($V_{\text{H}_2\text{O}}$) равен 150 л, а $0,38 = V_{\text{H}_2\text{O}}/V_{\text{воздуха}}$, то объем подаваемого воздуха $V_{\text{воздуха}} = 150/0,38 = 400 \text{ л/мин}$.

Растворимость кислорода. Парциальное давление газа в атмосферном воздухе прямо пропорционально занимаемому им объему. В воде зависимость между объемом газа в растворе и его парциальным давлением определяется его растворимостью, т. е. способностью взаимодействовать с водой. Кислород обладает средней растворимостью: он примерно в 28 раз менее растворим, чем CO_2 , и в 2 раза более, чем азот.

Более всего на растворимость кислорода влияют температура воды и ее соленость. Температура воды и рас-

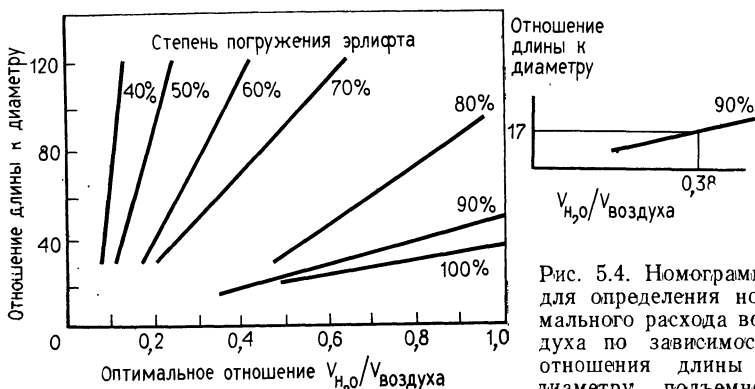


Рис. 5.4. Номограмма для определения нормального расхода воздуха по зависимости отношения длины к диаметру подъемной трубы от отношения расхода воды к расходу воздуха

творимость кислорода связаны обратной зависимостью. По мере возрастания температуры способность воды удерживать кислород снижается (см. табл. 9.4). Растворимость кислорода и соленость находятся также в обратной зависимости. Увеличение солености ведет к уменьшению содержания растворенного в воде кислорода, поэтому при одинаковых температуре и объеме в морской воде содержится меньше кислорода, чем в пресной (см. табл. 9.4).

Расход воды или объем воды, циркулирующей в аквариуме, определяется работой эрлифта. Постоянный расход воды $0,7 \cdot 10^{-3}$ м/с поддерживает уровень кислорода в пределах насыщения при любых температурах и предотвращает возможность возникновения дефицита кислорода. Поддержание оптимального расхода воды особенно важно в тепловодных системах, где животные часто более требовательны к кислороду. Ситуация осложняется тем, что при повышенных температурах кислород хуже растворяется. Следует помнить, что фильтровальный слой оказывает значительное влияние на БПК и конкурирует с животными за кислород.

5.2. Дыхание

Вода — трудная для дыхания среда. При насыщении она содержит гораздо меньше кислорода, чем воздух, и во много раз больше углекислого газа. Это плотная, вязкая субстанция, и водным животным приходится прикладывать много усилий, чтобы извлечь необходимый для жизни кислород.

В процессе дыхания извлеченный из внешней среды кислород транспортируется по кровеносной системе к клеткам тканей. Одновременно конечные продукты обмена и углекислый газ поступают в кровь и выводятся в окружающую среду. Таким образом, термин «дыхание» относится как к целому организму, так и к отдельной клетке. Механический процесс, посредством которого осуществляется дыхание, называется вентиляцией. Интенсивность вентиляции у водных животных непосредственно зависит от концентрации растворенного в воде кислорода (Dejours et al., 1977).

Эффективность извлечения кислорода из водной среды зависит от функционирования дыхательных пигмен-

тов животных. Одним из наиболее известных дыхательных пигментов является гемоглобин. Химическая связь между кислородом и гемоглобином в упрощенной форме может быть представлена как



При высоком содержании в воде кислорода гемоглобин соединяется с ним с образованием оксигемоглобина (HbO_2), и реакция идет в правую сторону. При низкой концентрации O_2 кислородные молекулы отщепляются, и реакция идет в обратном направлении. При снижении концентрации O_2 до нуля гемоглобин теряет все молекулы кислорода. Когда парциальное давление кислорода в крови равно парциальному давлению его в воде, количество кислорода, которое связывается кровью при данном парциальном давлении O_2 , может быть изображено в виде кривой связывания кислорода. Кривые связывания кислорода для трех видов рыб, обитающих в Северной Атлантике, приведены на рис. 5.5. Из графика видно, что кровь устричной рыбы-жабы (*Opsanus tau*) насыщается при более низком парциальном давлении кислорода, чем кровь атлантической макрели (*Scomber scombrus*). Кислород из крови макрели легко переходит в ткани гела, вместе с тем кровь рыбы-жабы имеет большее сродство к кислороду и неохотно отдает O_2 в ткани. Кривая связывания кислорода у скапа занимает промежуточное положение между кривыми для макрели и рыбы-жабы.

На сродство гемоглобина к кислороду влияет

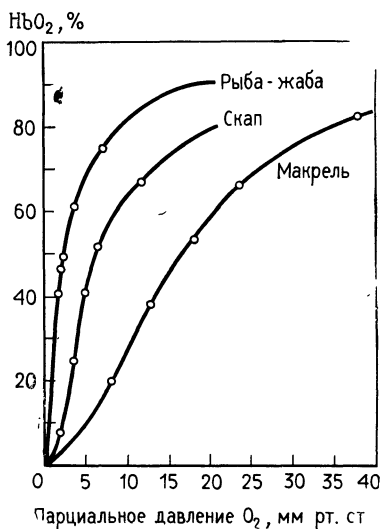


Рис. 5.5. Кривые связывания кислорода гемоглобином крови для трех видов умеренно солоноватоводных рыб, обитающих в Северной Атлантике (Hall and McCutcheon, 1938)

несколько факторов, наиболее важными из которых являются температура и свободная углекислота. Их действие осложняется различными физиологическими потребностями и уровнем устойчивости разных видов, а также возрастными и размерными различиями между животными одного вида, поэтому положения, изложенные в следующем разделе, носят скорее общий, чем частный, характер.

Свободная углекислота. Как видно из рис. 7.1, количество свободной CO_2 в растворе зависит от pH. Если pH снижается, концентрация CO_2 возрастает. Свободная углекислота образуется в воде в результате диссоциации бикарбонатных ионов. Это явление подробно будет рассмотрено в главе 7. Присутствие в крови свободной углекислоты оказывает заметное влияние на форму и положение кривой связывания кислорода. В процессе жизнедеятельности клетки по мере выделения ею в кровь свободной углекислоты возрастает общая кислотность крови. По мере возрастания содержания CO_2 в крови сродство дыхательных пигментов к кислороду уменьшается, реакция (12) идет влево, кислород переходит в ткани гораздо легче, чем это могло быть при пониженной кислотности и сравнимом парциальном давлении кислорода. В результате кривая связывания кислорода смещается вправо. Это смещение называют эффектом Бора. Холоднокровные (пойкилотермные) животные по-разному реагируют на эффект Бора. У многих беспозвоночных он вообще не проявляется. Среди позвоночных Ленфант и Йохансен (Lenfant and Johansen, 1966) не обнаружили эффекта Бора у тихоокеанской собачьей акулы [*Squalus acanthias* (=suckleyi)]. Однако известно, что у многих других видов рыб при повышении в крови содержания CO_2 этот эффект проявляется достаточно заметно (Basu, 1959; Black et al., 1954; Eddy et al., 1977; Saffran and Gibson, 1976).

Из-за того что гемоглобин способен связывать большое количество CO_2 , в крови некоторых рыб происходит катастрофическое снижение концентрации O_2 . В таких случаях кривая связывания кислорода настолько отклоняется вправо, что выходит за допустимые пределы; животные начинают задыхаться даже в насыщенной кислородом воде. Это явление получило название «эффект Рута» (Root, 1931) (рис. 5.6). Эффект Рута по су-

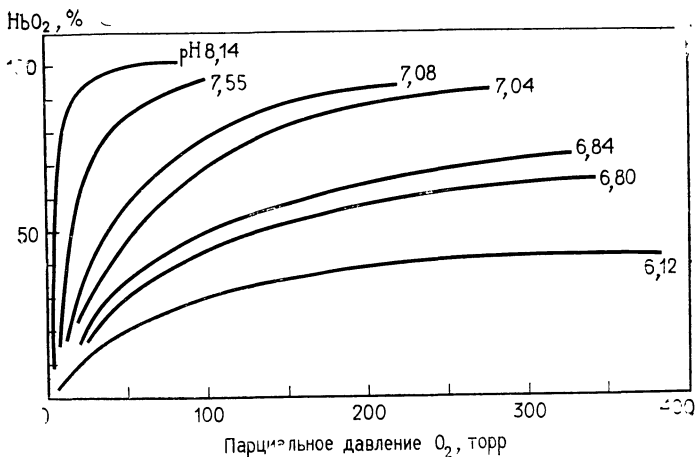


Рис. 5.6. Насыщение гемоглобина кислородом (в %) в зависимости от pH крови у лосося (*Lophius americanus*) — морской рыбы, обитающей в Северной Атлантике. Резкое отклонение кривой связывания кислорода вправо при снижении pH иллюстрирует эффект Бора. Форма кривой сохраняется даже при высоком парциальном давлении кислорода (Green and Root, 1933)

ти является крайней степенью эффекта Бора, поэтому многие исследователи не делают между ними различия.

Бейнс (Baines, 1975) и Хоар (Hoar, 1975) заметили, что зависимость между содержанием CO₂ и способностью крови связывать кислород определяется экологической обстановкой и способностью животного корректировать поступление кислорода в ткани в соответствии с изменяющимися условиями внешней среды. У животных с ярко выраженным эффектом Бора гемоглобин имеет слабое сродство к кислороду, кривая связывания кислорода у них носит сигмоидный характер. Примером может служить кривая для макрели, показанная на рис. 5.5. У животных, кровь которых имеет высокое сродство к кислороду и поступление O₂ в ткани затруднено, кривая связывания кислорода приобретает прямоугольную форму. Примером служит кривая для рыбы-жабы (см. рис. 5.5). Форма кривой связывания кислорода гемоглобином в определенной степени отражает образ жизни животного, общий уровень его активности, среду обитания. Многие стайные рыбы подобно

макрели много перемещаются, высокоактивны. Ткани их тела должны легко насыщаться кислородом. Однако это не составляет проблемы, поскольку среда, в которой они обитают, насыщена растворенным кислородом. Рыба-жаба в отличие от макрели ведет малоподвижный сидячий образ жизни. Она обитает в прибрежных водах, где содержание свободной углекислоты иногда повышается, что часто сопровождается снижением концентрации растворенного кислорода. В таких условиях свойство крови удерживать большое количество кислорода является неоспоримым преимуществом рыбы-жабы.

Температура. Повышенная температура ослабляет связи между кислородом и гемоглобином, в результате чего реакция (12) сдвигается влево, а кривая связывания кислорода отклоняется вправо, так как гемоглобин легче отдает O_2 .

Повышение температуры среды обычно сопровождается увеличением интенсивности обменных процессов, и потому смещение кривой вправо имеет ярко выраженное приспособительное значение, так как высокая интенсивность обменных процессов у водных животных вызывает усиленное потребление кислорода тканями тела.

Как правило, повышение температуры внешней среды на $10^\circ C$ приводит к увеличению потребления кислорода холоднокровными животными в 2 или 3 раза. Канунго и Проссер (Kanungo and Prosser, 1959) отмечали, что активное потребление кислорода серебряным карасем, содержавшимся при температуре $30^\circ C$, было на 359% выше, чем у рыб, адаптированных к температуре $10^\circ C$. Моррис (Morris, 1962) обнаружил, что у цихлиды *Aequidens portalegrensis* при повышении температуры потребление кислорода удваивалось. Фрай и Харт (Fry and Hart, 1948), Канунго и Проссер (Kanungo and Prosser, 1959) и Уэллс (Wells, 1935) показали, что при промежуточных температурах адаптированные к холодной воде рыбы потребляли больше кислорода, чем рыбы, адаптированные к теплой воде. Канунго и Проссер обнаружили также, что если адаптированного к температуре $10^\circ C$ карася поместить в воду температурой $20^\circ C$, стандартное потребление им кислорода будет на 26%, а активное потребление на 10% больше, чем у рыбы, адаптированной при $20^\circ C$ и переведенной в воду температурой $30^\circ C$.

Термальная устойчивость холоднокровных животных зависит от той температуры, при которой они жили ранее: устойчивость водных животных к колебаниям температуры уменьшается при низком содержании в воде кислорода (Weatherly, 1970). Более того, количество растворенного в воде кислорода влияет на скорость адаптации к новым температурным условиям. Например, Фрай (Fry, 1947) показал, что при перемещении американского сомика (*Ictalurus nebulosus*) из воды температурой 20°C в воду температурой 28°C адаптация происходила в течение 24 ч при оптимальном содержании кислорода. При слишком низком содержании кислорода адаптация полностью прекращалась.

По мнению большинства специалистов, температурная адаптация — длительный процесс. Механизмы, регулирующие температурный предел, за которым наступает гибель, до сих пор до конца не выяснены, однако известно, что главную роль играют изменения в ферментативных системах (Somero and Hochachka, 1976). Бретт (Brett, 1956), Саундерс (Saunders, 1962), Шлипер (Schlieper, 1950) и Уэллс (Wells, 1935) показали, что полная температурная адаптация рыб происходит за несколько дней. Саундерс отмечал, что полная акклиматизация карпа (*Cyprinus carpio*) при повышении температуры воды с 32 до 36°C происходит за 48 ч. Он рассчитал, что для нормальной акклиматизации скорость повышения температуры должна составлять 1°C за 24 ч. Тайлер (Tyler, 1966) успешно применил эти нормативы при акклиматизации двух видов карповых рыб к повышенным температурам. При акклиматизации этих рыб к пониженным температурам скорость снижения температуры составляла 0,5°C за 24 ч.

5.3. Практическое руководство

Для нормальной эксплуатации аквариума необходимо поддерживать содержание растворенного кислорода на уровне насыщения при любой температуре и солености, а также медленно адаптировать вновь посаженных животных к температуре воды в аквариуме.

Растворенный кислород. Минимальный расход воды в аквариуме любого типа должен составлять $0,7 \cdot 10^{-3}$ м/с.

Это позволяет поддерживать содержание кислорода в воде на уровне насыщения при любой температуре и солености. Концентрацию кислорода в воде можно определить по методу, описанному в разделе 9.5. Одновременно определяют температуру воды и соленость, по табл. 9.4 сравнивают измеренное содержание кислорода с нормативным при полном насыщении. Если измеренное содержание O_2 ниже нормативного при насыщении более чем на 15%, следует увеличить расход воды и включить дополнительную аэрацию. Особенно важно поддерживать высокий уровень растворенного кислорода в тепловодных морских аквариумах, где в воде с самого начала содержится мало O_2 .

Высокоактивных рыб и беспозвоночных, т. е. виды, чувствительные к эффекту Бора, следует содержать в воде со стабильным содержанием свободной углекислоты (определяемой оперативно, как и рН), при неизменной температуре и солености. Чтобы исключить возможное вредное влияние свободной углекислоты, рН в морских аквариумах не должен быть ниже 8,0. Пресноводные животные, как правило, более устойчивы к колебаниям рН, но и в пресноводных аквариумах рН должен быть не ниже 7,1. Вредные последствия эффекта Бора, вызванные температурными колебаниями, можно уменьшить постепенной адаптацией рыб к новой температуре воды. Впоследствии колебания температуры не должны превышать $\pm 2^\circ C$.

Внезапное повышение температуры или содержания свободной углекислоты более опасно, чем такое же по величине снижение этих параметров, так как в первом случае возникает эффект Бора.

Эксплуатация эрлифта. Способ подачи в подъемную трубу воздуха особенно важен для низконапорных эрлифтов (Német, 1961). Если воздух подается через обычную трубку, образуются пузырьки воздуха разного размера. В воде такие пузырьки поднимаются с разной скоростью; крупные быстрее, мелкие медленнее. Когда такие разноразмерные пузырьки оказываются в подъемной трубе эрлифта и смешиваются с водой, эрлифт работает бурно, но непроизводительно. Более эффективное образование водовоздушной смеси происходит, когда воздух распыляется в виде мелких однородных пузырьков, поднимающихся к поверхности с одинаковой скоростью.

Кроме того, мелкие пузырьки обеспечивают более эффективный газообмен, так как их удельная поверхность значительно больше. Для обеспечения равномерного потока воды в малых эрлифтах и хорошего газообмена применяют стандартные диффузорные насадки, например из карборунда. В больших эрлифтах роль диффузора выполняет перфорированная пластинка, установленная над патрубком подачи воздуха.

Эрлифтные насосы работают в пульсирующем режиме даже в оптимальных условиях. По мере достижения оптимального расхода воды паузы между толчками уменьшаются и пульсация становится почти незаметной. Если воздух выходит из эрлифта заметными толчками, то это свидетельствует либо об избыточной подаче воздуха, либо о недостаточной степени погружения эрлифта.

Температурная адаптация. Даже кратковременные отклонения от привычной температуры изменяют потребление кислорода, вызывают кислотно-основной дисбаланс и изменения жидкостно-электролитической регуляции у водных животных (Crawshaw, 1977).

Акклиматизацию вновь отловленных животных следует начинать при той температуре, при которой они обитали в природе, для предупреждения температурного шока. Как в теплой, так и в холодной воде даже незначительное повышение температуры может вызвать превышение максимальной интенсивности обменных процессов у животных. В зоне умеренного климата привычные температуры различаются по сезонам, и, таким образом, оптимальная в один сезон температура может стать летальной спустя 6 мес. Например, большеротый окунь (*Micropterus salmoides*), отловленный зимой, редко выживает при пересадке его в аквариум с теплой водой. Для окуня, пойманного летом, такая процедура менее опасна, так как летняя температура воды в естественных водоемах значительно выше.

Рыбы, внезапно помещенные в воду с непривычной температурой, испытывают температурный шок, что определяется по общему для большинства видов поведению. Если новая температура выше привычной, то возрастает активность, теряется равновесие (бесцельные метания, всплывание к поверхности, движение в неестественном положении, усиление моторики плавников,

зависание на месте с приподнятым хвостом), усиливается общая дыхательная активность, проявляющаяся в учащенном движении жаберных крышек (Hoff and Westman, 1966). Если рыба попадает в более холодную воду, она теряет равновесие, дыхательная активность усиливается, наблюдаются конвульсии и спазмы (Hoff and Westman, 1966).

Температурный шок — основная причина гибели водных животных при пересадке в аквариумы. Для уменьшения температурного шока Тайлер (Tyler, 1966) предложил опускать транспортные полиэтиленовые пакеты с рыбой в аквариум, с тем чтобы температура внутри и снаружи их уравнивалась. Этим способом следует пользоваться с осторожностью, особенно если разница температур внутри пакета и в аквариуме значительна. Температура внутри пакета уравнивается очень быстро, но интенсивность обменных процессов у рыб внутри пакета останется без изменения.

Описанный способ снижает потери рыбы, если она находится в хорошем состоянии. Если во время перевозки животные страдали от недостатка кислорода и повышенного содержания в воде аммония и CO_2 , то, оставаясь в этих неблагоприятных условиях еще какое-то время, они подвергаются значительно большей опасности.

Самым безопасным методом акклиматизации новых животных является создание в аквариуме тех температур, к которым они были адаптированы до поимки. В аквариуме животные должны содержаться в воде с привычной температурой, по крайней мере, неделю.

Бретт (Brett, 1970) показал, что рыбы легче адаптируются к повышенным по сравнению с привычными, чем к пониженным температурам. Скорость адаптации должна составлять 2°C за 24 ч, если рыбу переводят в более теплую воду, и 1°C за 24 ч, если ее помещают в более холодную по сравнению с привычной воду. Процесс акклиматизации должен сопровождаться усиленной аэрацией для обеспечения высокой концентрации кислорода в воде.

Глава 6

Морская вода

Морская вода отличается от пресной по количеству и набору растворенных солей, большей частью неорганических. Химические элементы, входящие в состав морской воды, приведены в табл. 6.1.

6.1. Солевой состав морской воды

Суммарное содержание растворенных минеральных веществ в морской воде нормального ионного состава можно определить по ее солёности, по весовой и объёмной концентрации растворенного в воде хлора и, наконец, по ее плотности. Под солёностью обычно понимают общее количество минеральных веществ, растворенных в 1 кг морской воды, когда все карбонаты переведены в окислы, весь бром и йод замещены хлором, а органические вещества полностью окислены. Количество минерального вещества выражают в граммах, а солёность — в граммах на килограмм или в тысячных долях. Солёность обозначают S и выражают в промилле (‰). При определении солёности наряду с неорганическими ионами учитываются и органические вещества. Так, нормальная солёность морской воды 35‰ учитывает все растворенные минеральные вещества: ионы, такие, как Na^+ и Cl^- , органические азот и фосфор, а также растительные пигменты, витамины и т. д.

Солёность трудно определить прямыми химическими методами, поэтому ее обычно рассчитывают через другую величину — весовую концентрацию хлора в воде ($\text{Cl} \%$). Вустер и др. (Wooster et al., 1969) предложили следующую зависимость:

$$S^{\text{‰}} = 1,80655 (\text{Cl}^{\text{‰}}). \quad (13)$$

Содержание хлора рассчитывают по концентрации в образце морской воды галогенов, которую проще определить аналитически, чем солёность. Общепринятым методом является титрование образца воды нитратом серебра, в качестве индикатора применяют бихромат калия.

Весовая концентрация хлора выражается в граммах

Таблица 6.1. Химические элементы, входящие в состав морской воды (Bowen, 1966)

Элемент	Химическая форма	Концентрация, мг/л
Ag	AgCl ₂ ⁻	0,0003
Al		0,01
Ar	Ar	0,6
As	AsO ₄ H ²⁻	0,003
Au	AuCl ₄ ⁻	0,000011
B	B(OH) ₃	4,6
Ba	Ba ²⁺	0,03
Be		0,0000006
Bi		0,000017
Br	Br ⁻	65
C	CO ₃ H ⁻ , органический C	28
Ca	Ca ²⁺	400
Cd	Cd ²⁺	0,00011
Ce		0,0004
Cl	Cl ⁻	19000
Co	Co ²⁺	0,00027
Cr		0,00005
Cs	Cs ⁺	0,0005
Cu	Cu ²⁺	0,003
F	F ⁻	1,3
Fe	Fe(OH) ₃	0,01
Ga		0,00003
Ge	Ge(OH) ₄	0,00007
H	H ₂ O	108000
He	He	0,0000069
Hf		< 0,000008
Hg	HgCl ₄ ²⁻	0,00003
I	I ⁻ ; IO ₃ ⁻ ?	0,06
In		≤ 0,02
K	K ⁺	380
Kr	Kr	0,0025
La		0,000012
Li	Li ⁺	0,18
Mg	Mg ²⁺	1350
Mn	Mn ²⁺	0,002
Mo	MoO ₄ ²⁻	0,01
N	Органический N; NO ₃ ⁻ ; NH ₄ ⁺	0,5
Na	Na ⁺	10500,00
Nb		0,00001
Ne	Ne	0,00014
Ni	Ni ²⁺	0,0054
O	H ₂ O; O ₂ ; SO ₄ ²⁻	857000
P	PO ₄ H ²⁻	0,07
Pa		2 × 10 ⁻⁹
Pb	Pb ²⁺	0,00003
Ra		6 × 10 ⁻¹¹
Rb	Rb ⁺	0,12

Элемент	Химическая форма	Концентрация, мг/л
Rn	Rn	6×10^{-16}
S	SO_4^{2-}	885
Sb		0,00033
Sc		< 0,000004
Se		0,00009
Si	Si(OH)_4	3
Sn		0,003
Sr	Sr^{2+}	8,1
Ta		< 0,0000025
Th		0,00005
Ti		0,001
Tl	Tl^+	< 0,00001
U	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$	0,003
V	$\text{VO}_5\text{H}_3^{2-}$	0,002
W	WO_4^{2-}	0,0001
Xe	Xe	0,000052
Y		0,0003
Zn	Zn^{2+}	0,01
Zr		0,000022

на килограмм образца морской воды, численно эта величина равна массе серебра (в граммах атомного веса), необходимой для связывания галогенов в 0,3285233 кг образца. Ранее океанографы рассчитывали весовую концентрацию хлора в воде по общему содержанию хлора, брома и йода в граммах на килограмм морской воды, полагая, что бром и йод замещены хлором. Эта методика используется и сейчас при определении объемной концентрации хлора (см. ниже). При обычной эксплуатации аквариумов необходимость в определении весовой концентрации хлора в воде, как правило, не возникает.

Концентрацию галогенов в морской воде иногда выражают через объемную концентрацию хлора, чаще так поступают европейские химики. По своей сути это то же содержание хлора в воде, но рассчитанное в граммах на 1 л (вместо г/кг). Поскольку объемные характеристики зависят от температуры, объемную концентрацию хлора в воде по этой методике определяют как общее количество хлора, брома, йода в граммах, приходящееся на 1 л морской воды при температуре 20° С, полагая, что бром и йод замещены хлором. Объемная концентрация хлора в воде, рассчитанная по второму

способу, на 2—3% больше весовой в одном и том же образце воды, поскольку 1 л морской воды весит больше 1 л пресной.

Термины «плотность» и «удельный вес» в обиходе аквариумистов употребляются равнозначно, однако на самом деле они — не синонимы. Термин «плотность» относится к массе единицы объема и выражается в граммах на миллилитр или на кубический сантиметр. Удельный вес — это отношение данного объема морской воды к аналогичному объему дистиллированной воды при 4°C. Таким образом, удельный вес — величина безразмерная. Дистиллированную воду следует брать только при 4°C, так как чистая вода достигает максимальной плотности именно при этой температуре.

Плотность морской воды зависит от ее температуры и солености. Третий фактор, влияющий на плотность, — давление — в аквариумной практике не учитывается. Даже в океанографических исследованиях влиянием давления пренебрегают, так как морская вода практически несжимаема. Соленость влияет на плотность, поскольку с увеличением числа ионов масса воды также увеличивается. Повышение солености, например на 1‰, сопровождается увеличением плотности воды приблизительно на 0,8‰.

По сравнению с соленостью температура воды оказывает на плотность более заметное влияние. С повышением температуры плотность обычной морской воды ($S=25‰$ и более) уменьшается (рис. 6.1). Другими словами, холодная вода плотнее теплой той же солености (соленость как зависимость веса от веса не подвержена температурному влиянию). Если морскую воду

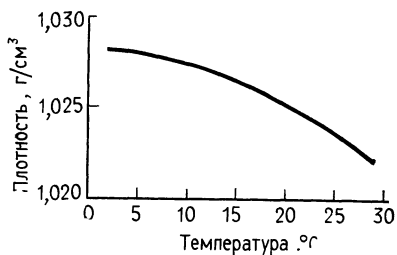


Рис. 6.1. Зависимость плотности морской воды от температуры (Anikouchine and Sternberg, 1973)

разбавлять, она постепенно приобретает свойства пресной, например, при охлаждении ниже точки максимальной плотности солонатовая вода становится менее плотной.

Плотность — понятие, сложное для восприятия, и показатель, трудный для определения. Для

точного определения плотности влияние температуры и солености должно быть учтено совместно и порознь (Williams, 1962). Соленость наиболее объективно характеризует концентрацию растворенных в морской воде солей. Показатели плотности и удельной массы воды (последняя требует поправки на температуру) менее надежны.

Обычно морская вода содержит 19‰ хлора, что соответствует солености 34,325‰. Нормальный удельный вес морской воды составляет 1,024 при солености 34‰ и температуре 20°C.

6.2. Функции элементов и потребность в них

На организмы, обитающие в солоноватой и морской воде, оказывают влияние ионная сила раствора и состав среды. Многие элементы, присутствующие в растворе, жизненно необходимы для осуществления биохимических процессов. К основным функциям элементов в клетке Боуен (Bowen, 1966) относит электрохимическую, каталитическую и структурную. Если элемент является источником энергии для обмена, то он выполняет электрохимическую функцию. По-видимому, все необходимые элементы функционируют как активаторы ферментов и способствуют поддержанию определенного уровня биохимических реакций. В этом случае они осуществляют каталитические функции. Многие элементы незаменимы при синтезе белков и аминокислот. При этом они выполняют структурные функции и входят в состав конечного продукта.

Большинство, если не все, из известных элементов присутствует в природных водах. Многие не оказывают какого-либо заметного влияния и по всей видимости не столь важны. Эрнон и Стоут (Arnon and Stout, 1939) разработали шкалу значимости элемента X для животного: (1) организм не способен расти и завершить жизненный цикл в отсутствие элемента X ; (2) элемент X не может быть полностью заменен другими элементами и (3) X непосредственно влияет на обменные процессы в организме.

Химические элементы поступают в организм животного из внешней среды двумя путями: путем диффузии или пассивного переноса и путем активного переноса.

Пассивный перенос, когда элемент из среды с высокой концентрацией (вода) переходит в менее концентрированную среду (межтканевая жидкость), не нуждается в объяснении. Активный перенос — это избирательное извлечение элемента из внешней среды часто против градиента концентрации*. Процесс тесно коррелирует с температурой: повышение ее на 10°C усиливает активный перенос почти на 100% (Bowen, 1966). Непосредственное влияние на процесс переноса оказывает концентрация растворенного в воде кислорода: при затруднении дыхания ионы особенно активно переносятся из среды в организм.

Вопрос о целесообразности добавления микроэлементов в замкнутые аквариальные системы дебатировался годами. По-видимому, однозначного ответа не существует, однако несколько общих замечаний могут прояснить ситуацию. Обычно в аквариуме присутствуют различные элементы, причем содержание S, P, N, Ca, Mg, Na и многих других со временем заметно увеличивается в результате экскреции продуктов обмена веществ животных и растений. Численность бактерий со временем также возрастает до тех пор, пока не установится равновесие. По мере гибели и лизиса бактериальных клеток в воду поступает дополнительное количество элементов. Проблема фактически заключается не в истощении со временем каких-то веществ, а в том, что остаются ли они в биологически доступной форме, оказываясь в воде.

* Градиент концентрации (химический градиент) представляет собой относительную концентрацию ионов внутри и снаружи клетки. Распределение заряженных ионов в системе клетка — среда отражает и электрический градиент ионов данного вида, поэтому часто говорят об электрохимическом градиенте.

Распределение ионов по обе стороны клеточной мембраны зависит от соотношения двух процессов: физической диффузии (пассивный перенос) ионов в направлении электрохимического градиента (из области повышенной концентрации ионов в область пониженной) и процессов активного переноса против градиента концентрации (из среды с пониженным содержанием иона в среду с большей его концентрацией), происходящих с затратой клеточной энергии в виде АТФ (аденозинтрифосфата). Известны случаи, когда внутренняя концентрация определенных ионов, активно поглощаемых клеткой, в 100 раз и более превышала их наружную концентрацию. Помимо переноса отдельных ионов существуют механизмы активного переноса сахаров и аминокислот. — *Прим. ред.*

Если в аквариуме содержат растения или применяют методы физической очистки (активированный уголь или пеноотделительные колонки), содержание некоторых элементов может уменьшиться. Другие элементы могут окисляться при озонировании и, возможно, даже под действием УФ-излучения. Таким образом, состав морской воды в замкнутой системе со временем изменяется.

Обычно животные менее чувствительны к таким изменениям, чем растения. Животные получают питательные вещества, поедая растения и других животных, в то время как растения вынуждены извлекать питательные вещества прямо из воды, и их рост зависит от присутствия в доступной форме микроэлементов. Согласно О'Келли (O'Kelley, 1974) следующие элементы в неорганической форме (плюс С, Н и О) необходимы, по крайней мере, одному виду морских или пресноводных водорослей: N, P, K, Mg, Ca, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, Na, Co, V, Si, Cl, B, I. Из них N, P, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo необходимы всем водорослям и не могут быть даже частично заменены другими элементами. Вместе с тем такие ионы, как K, Sr, Ca, до некоторой степени могут быть заменены элементами со сходным химическим зарядом (например, Ca на Sr).

Можно возразить, что все эти микроэлементы, вероятно, присутствуют в достаточных количествах в качестве примесей к другим солям. Однако трудно утверждать, что этих примесей будет достаточно, чтобы обеспечить рост растений. Водоросли хорошо развиваются при регулярном внесении микроэлементов вместе с другими солями в процессе замены 10% старой воды раз в 2 недели. Обычно микроэлементы включают в состав искусственной морской воды.

6.3. Искусственная морская вода

Фасованную готовую смесь для приготовления небольших объемов морской воды можно приобрести в зоомагазинах, где продают тропических рыб (рис. 6.2). Большие объемы готовят на месте по существующим рецептурам. Не рекомендуется использовать готовые смеси и рецепты, в состав которых не входят элементы, необходимые для роста растений, за исключением случаев, когда рост водорослей нежелателен. Применяемые

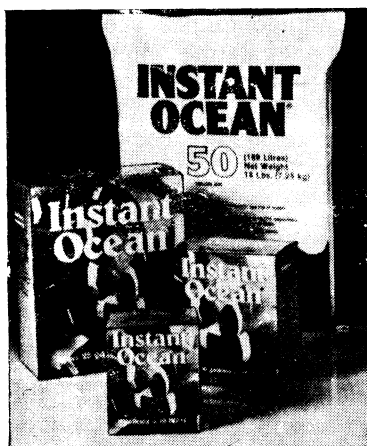


Рис. 6.2. Фасованная искусственная морская соль

смеси или рецептуры должны обеспечивать такое соотношение и концентрацию солей, чтобы искусственная вода была близка по составу к естественной морской, остальные требования носят побочный характер.

Приготовление небольших объемов искусственной морской воды. Большинство готовых смесей разводят обычной отстоявшейся водопроводной водой. Некоторые смеси требуют продолжительной аэрации (в течение нескольких часов), чтобы

уравновесить рН. Другие, например «Инстент Оушен Синтетик Си Солтс», быстро достигают состояния равновесия, что позволяет сразу расселять животных. При использовании большинства смесей следует ежечасно контролировать рН и не пересаживать животных в искусственную воду до тех пор, пока рН не установится на уровне 8,1—8,3.

Из большого числа искусственных смесей наиболее пригодной для содержания животных и растений как в лабораторных, так и в демонстрационных аквариумах оказалась «Инстент Оушен». Эта смесь успешно используется и в биологических исследованиях. Другие рецептуры тоже пригодны для аквариумов, однако ни одна другая смесь не прошла такой тщательной проверки, как «Инстент Оушен», что особенно ценно для научных исследований.

При использовании искусственных смесей необходимо точно соблюдать инструкцию. Искусственную морскую соль следует разводить в чистых емкостях из инертных материалов. Для этих целей пригодны пустые аквариумы, полиэтиленовые канистры и ведра с плотно закрывающимися крышками. Готовую смесь хранят закрытой для предотвращения испарения воды и увеличения концентрации раствора, а также попадания пыли

и токсических веществ из атмосферы. Фирма «Аквариум Систем» выпускает специальный полипропиленовый резервуар-смеситель вместимостью около 400 л (рис. 6.3) с насосом для перекачивания готового раствора в аквариум.

Приготовление больших объемов морской воды.

Большие объемы искусственной морской воды готовят поэтапно в течение трех дней. Основные соли лучше растворять по очереди. Процесс ускоряется, если контейнер с солью постепенно заполнять чистой отстоявшейся водой, нагретой до 30° С. Дополнительные соли растворяют на второй день, микродобавки — на третий. Если дополнительные соли и микродобавки растворять прежде основных компонентов, они могут выпасть в осадок. Чтобы все элементы равномерно распределились в растворе, прибегают к интенсивной аэрации. При соблюдении этих условий на четвертый день искусственная морская вода становится пригодной для содержания морских животных. Описанный выше процесс — усовершенствованный вариант опубликованной ранее методики Сегеди и Келли (Segedi and Kelley, 1964).

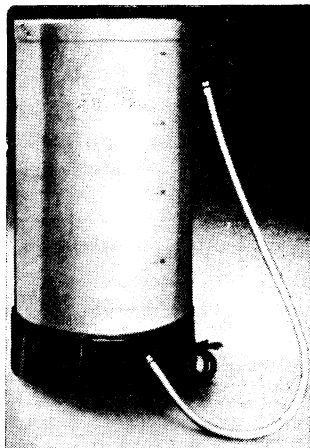


Рис. 6.3. Бак-смеситель на 400 л искусственной морской воды, оборудованный механическим насосом для перекачивания готового раствора в аквариум

Оборудование для приготовления искусственной морской воды

Установка для приготовления искусственной морской воды обычно состоит из приемной камеры, в которой растворяют соли, и бака-накопителя для готового раствора (рис. 6.4). В приемную камеру через кран-смеситель подают горячую и холодную воду. Для контроля за температурой после смесителя устанавливают контактный термометр. Электрическая мешалка (на рисунке не показана), установленная на стенке камеры, ускоряет растворение солей. Для перемешивания воды бак-

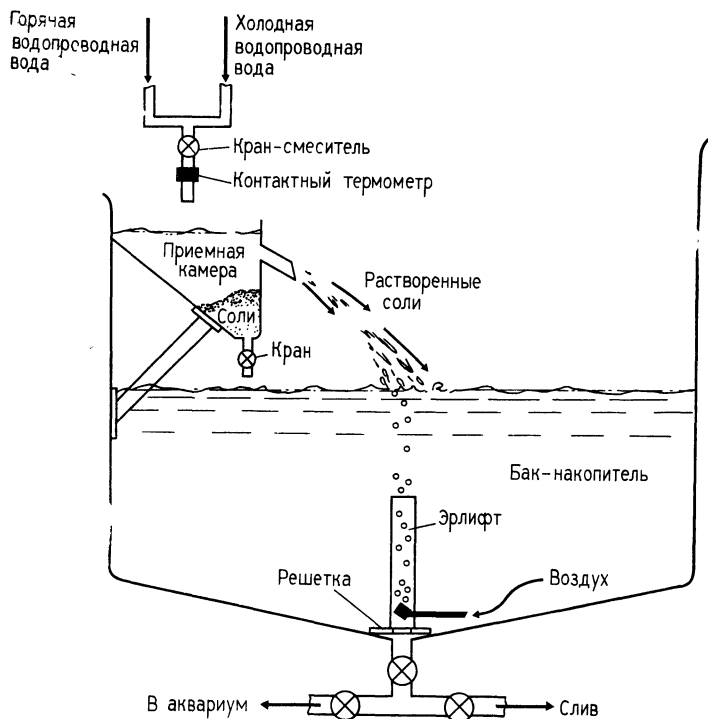


Рис. 6.4. Приемная камера и бак-смеситель для приготовления искусственной морской воды в больших количествах

смеситель снабжен мощным эрлифтом. Вместо эрлифта можно установить механический насос. Эффективный эрлифт можно изготовить из обрезка полихлорвиниловой трубы (диаметр 10 см и более), у одного конца которой просверлено отверстие. Его диаметр должен быть достаточным для подключения воздухоподающего шланга, в качестве которого можно использовать гибкую пластмассовую трубку диаметром 0,95 см. Поскольку назначение эрлифта — просто перемешивать воду, распылительных насадок не требуется. Эрлифт можно либо наглухо закрепить в самой нижней точке бака-накопителя, где оседают нерастворившиеся соли, либо удерживать у дна каким-нибудь грузом. При заполнении бака верхний конец эрлифта необязательно должен выступать над водой.

В крупных морских системах хлористый натрий (главный компонент морской воды) удобнее добавлять не в кристаллической форме, а в виде концентрированного рассола. Его готовят на автоматической установке, разработанной фирмой «Интернейшнл Солт Компани». В больших количествах фасованная соль неудобна в обращении, кроме того, требуется много места для ее хранения. Рассыпную же соль, как и жидкость, легко перемещать, проще хранить, особенно если на территории имеется складское помещение. Кроме того, рассыпная соль дешевле фасованной. В процессе приготовления искусственной морской воды насыщенный солевой рассол проще перекачать в бак-накопитель, дозирование NaCl в этом случае осуществляется точнее и быстрее.

Схематически аппарат «Стерлинг Бриномат» показан на рис. 6.5. Доставляемая автомобилями рассыпная соль по трубопроводу пневматически загружается в приемный бункер. Водопроводная вода, поступающая в аппарат, протекает через нижнюю часть солевого слоя.

По мере того как она опускается ко дну, крепость рассола возрастает. Непосредственно у дна он достигает полного насыщения, если бункер загружен полностью. Растворенная соль автоматически замещается сухой солью, поступающей из

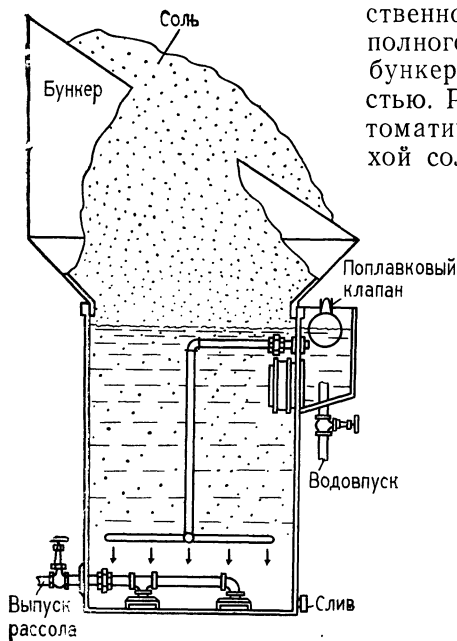


Рис. 6.5. Установка «Стерлинг Бриномат»

Таблица 6.2. Основные соли, необходимые для приготовления 30 240 л искусственной морской воды (Segedi and Kelley, 1964)

Соль*	Вес, кг
Хлорид натрия (NaCl)	834,60
Сульфат магния ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	208,65
Хлорид магния ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)	163,29
Хлорид кальция ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$)	41,73
Хлорид калия (KCl)	18,14
Бикарбонат натрия ($NaHCO_3$)	6,35

* Рекомендуется пользоваться технически чистыми солями.

бункера. Важно отметить, что раствор достигает насыщения, не доходя до дна установки. Нижняя часть солевого пласта никогда не растворяется и служит механическим фильтром, с помощью которого из выходящего рассола удаляются нерастворимые механические примеси. По мере выхода готового раствора в бак-накопитель открывается поплавковый клапан, и в аппарат поступают новые порции свежей воды: приготовление рассола продолжается автоматически. В промышленных морских системах, чтобы учесть количество раствора, прошедшего в бак-накопитель, на аппарате устанавливают расходомер. Расходомеры из латуни предпочтительнее, поскольку они устойчивы к коррозии. Те микроскопические количества меди, которые могут попасть со стенок расходомера в воду, с токсикологической точки зрения абсолютно безвредны, кроме того, водопроводная вода, используемая для приготовления раствора, прежде чем попадает в смеситель, проходит долгий путь по медным трубам. Для перекачки рассола или морской воды рекомендуются насосы из латуни, пластмассы или нержавеющей стали.

В табл. 6.2 приведен расход основных солей для приготовления 30 240 л искусственной морской воды соленостью 35‰. Если хлорид натрия поступает из установки «Бриномат», то его требуется 2669 л. Удельный вес приготовленного в «Бриномате» раствора зависит от степени заполнения бункера. Основные соли следует закупать фасованными по 45 кг в бумажные мешки, выстеленные полиэтиленом. Дополняющие соли и микродобавки закупают и хранят в плотно закупоренных стеклянных или полиэтиленовых банках.

Методика смешивания основных солей

1. Проверяют чистоту бака-накопителя. При необходимости протирают дно и стенки бака жесткой щеткой и ополаскивают водопроводной водой. Пользоваться синтетическими моющими средствами не рекомендуется. Пятна ржавчины можно удалить крепким раствором питьевой соды (NaHCO_3) и теплой водой, затем ополоснуть водопроводной водой.
2. Включают эрлифт и закрывают кран на выпускном патрубке.
3. Пускают воду в приемную камеру, температура воды должна повышаться до 30°C . На дне бака должен быть слой воды толщиной примерно 30 см.
4. Определяют удельный вес или соленость рассола, поступающего из «Бриномата», по табл. 6.3 рассчитывают потребность в нем.
5. Отвешивают точное количество других основных солей, указанных в табл. 6.2.
6. Включают насос аппарата «Бриномат» и заливают необходимое количество рассола.

Таблица 6.3. Количество рассола разного удельного веса, необходимое для приготовления 30 240 л искусственной морской воды *

Удельный вес	Объем, л	Удельный вес	Объем, л
1,151	3655	1,180	3047
1,154	3599	1,182	3005
1,156	3546	1,184	2967
1,158	3497	1,186	2930
1,160	3447	1,188	2895
1,162	3398	1,190	2858
1,164	3349	1,193	2824
1,167	3304	1,195	2790
1,169	3258	1,197	2756
1,171	3209	1,199	2722
1,173	3168	1,202	2688
1,175	3126	1,203 99% насыще-	2669
1,177	3084		ния

* Расчеты основаны на свойствах рассола при температуре $15,56^\circ\text{C}$.

7. Засыпают в приемную камеру остальные соли по отдельности, не прекращая подачи воды. Следующую порцию засыпают только после полного растворения предыдущей. Выполняют операции в следующем порядке:
 - а) засыпают в приемную камеру половину порции соли и включают мешалку;
 - б) засыпают в камеру вторую половину порции соли и продолжают перемешивание до полного растворения соли;
 - в) пересчитывают пустые пакеты и банки, чтобы убедиться, что использованы все компоненты.
8. Продолжают наполнять бак-накопитель водой температурой 30°C до тех пор, пока соленость не достигнет 34‰. (После достижения требуемого уровня воды в баке в первый раз его отмечают на стенке эпоксидной краской.)

Методика растворения дополнительных солей

1. Через день после растворения основных солей отвешивают необходимое количество дополнительных солей (табл. 6.4). Смешивают навески разных солей в одном контейнере. Воду не добавляют.
2. Рассыпают сухую смесь по поверхности воды в баке-накопителе.
3. Взвешенные дополнительные соли используют сразу. Если их оставить в контейнере дольше чем на 2 ч, могут произойти реакции, которые изменят химический состав компонентов.

Таблица 6.4 Количество дополнительных солей, необходимое для приготовления 30 240 л искусственной морской воды (Segedi and Kelley, 1964)

Соль*	Вес, г
Хлорид стронция ($\text{SrCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	600
Сульфат марганца ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)	120
Фосфат натрия ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	120
Хлорид лития (LiCl)	30
Молибдат натрия ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	30
Тиосульфат натрия ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)	30

* Рекомендуется пользоваться химически чистыми реактивами.

Методика растворения микродобавок

1. В чистую полиэтиленовую емкость вместимостью 19 л наливают 2 л дистиллированной воды.
2. Взвешивают микродобавки (табл. 6.5) и помещают каждую в отдельный химический стакан с этикеткой. Добавляют туда же воду и растворяют соль.
3. Сливают все растворы в бутыл, стаканы ополаскивают и воду сливают туда же.
4. Доливают в бутыл дистиллированной воды до 12 л. Опускают в бутыл шланг от компрессора с керамической пористой насадкой и умеренно аэрируют раствор до тех пор, пока он не понадобится. Через день после того, как в баке-накопителе были растворены дополнительные соли, вливают туда раствор микродобавок.

Таблица 6.5. Количество микродобавок, необходимое для приготовления 30 240 л искусственной морской воды (Segedi and Kelley, 1964)

Соль*	Вес, г
Бромид калия (KBr)	812,7
Сульфат алюминия ($Al_2[SO_4]_3 \cdot 18H_2O$) **	26,0
Хлорид рубидия (RbCl)	4,5
Сульфат цинка ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)	2,9
Сульфат кобальта ($CoSO_4 \cdot 7H_2O$)	2,7
Йодид калия (KI)	2,7
Сульфат меди ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$)	0,3

* Рекомендуется пользоваться химически чистыми реактивами.

** Для растворения требуется нагрев.

6.4. Практическое руководство

Основные соли, используемые для приготовления искусственной морской воды, следует хранить в сухом помещении. Соли, оставшиеся после смешивания компонентов по формуле Сегеди—Келли, лучше хранить в полиэтиленовых банках с этикетками и плотно закрывающимися крышками. Дополнительные соли и микродобавки также хранят в полиэтиленовых банках или

стеклянных бюксах с плотно пригнанными крышками. Не следует открывать реактивов больше, чем их может понадобиться в течение 6 мес. Аналитические весы, применяемые для взвешивания, необходимо регулярно проверять.

Глава 7

Буферные системы

В результате химического взаимодействия между углекислотой, водой и неорганическими карбонатами в природной воде образуется система двуокиси углерода. Минеральные карбонаты выступают в системе в качестве буферов, препятствуя резким изменениям рН, которые могут представлять опасность для животных, растений и бактерий фильтровального слоя. Специфическое действие колебаний рН на физиологию водных животных изучено пока недостаточно, однако известно, что у рыб низкий рН воды влияет на потребление кислорода.

Систему двуокиси углерода определяют такие понятия, как буфер, щелочность, жесткость и рН. Буферами называют такие соединения, которые препятствуют изменению концентрации водородных ионов в воде. Основные из них — это карбонатные (CO_3^{2-}) и бикарбонатные (HCO_3^-) ионы. Они нейтрализуют повышение и понижение содержания двуокиси углерода (CO_2) и обеспечивают постоянство рН, предотвращая колебания концентрации водородных ионов. В системе двуокиси углерода с нормальным рН (7,1—7,8 в пресноводных аквариумах; 8,0—8,3 в солоноватоводных и морских) преобладающим буфером являются бикарбонатные ионы (HCO_3^-) (рис. 7.1).

Щелочность — это суммарное содержание отрицательных ионов, нейтрализующих ионы водорода, при добавлении в воду кислоты. Наиболее важными являются карбонатные и бикарбонатные ионы, хотя 10% буферной емкости морской воды обеспечивает борная кислота (Skirrow, 1975). Щелочность обычно выражают в миллиэквивалентах на литр (мэкв./л). В морской воде она колеблется в пределах от 2,1 до 2,5 мэкв./л. Щелочность пресной воды меньше и более изменчива, поскольку в ней не содержится таких сильных буферов.

Жесткость — термин, применимый только к пресной воде. Жесткость характеризует общее содержание кальция и магния в воде и, как и щелочность, выражается в мэкв./л. Остальные катионы пресной воды не оказывают существенного влияния на жесткость: натрий и калий из-за их высокой растворимости, а другие элементы присутствуют в очень малом количестве. Пресную воду с низким содержанием Са и Mg считают мягкой.

pH характеризует концентрацию водородных ионов, зависящую от колебаний щелочности. pH выражают в $1/\alpha\text{H}^+$. Среда с pH ниже 7 считается кислой, выше 7 — щелочной. При pH, близком к 7, среда считается нейтральной (некислой и нещелочной). Когда в ходе реакции одним из продуктов диссоциации является H^+ , раствор становится кислым, а pH уменьшается. Если в процессе диссоциации образуются OH^- -ионы, раствор — основный, а pH возрастает.

7.1. Карбонатные и бикарбонатные ионы

Карбонатные и бикарбонатные ионы, присутствующие в аквариумной воде, могут быть результатом реакции свободной углекислоты с водой, взаимодействия неорганических карбонатов с водой и свободной углекислотой и микробиологических процессов.

Взаимодействие свободной углекислоты с водой. Свободная углекислота отличается высокой растворимостью. Она попадает в аквариумную воду из атмосферы через границу раздела вода — воздух, а также присутствует в растворе как побочный продукт обменных процессов. CO_2 взаимодействует с водой с образованием угольной кислоты [уравнение (14)]. Угольная кислота затем диссоциирует с образованием ионов водорода и бикарбоната [уравнение (15)]. Бикарбонатные ионы диссоциируют далее с образованием карбонатных ионов и дополнительного количества ионов водорода [уравнение (16)].

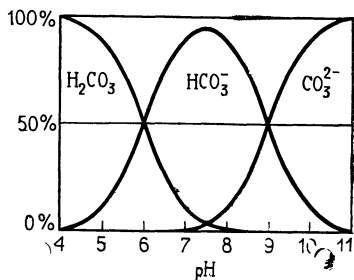
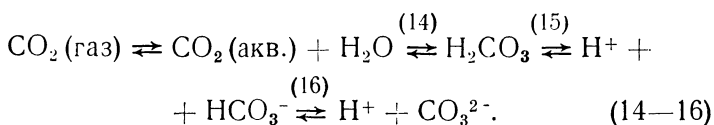


Рис. 7.1. Зависимость относительного содержания H_2CO_3 , HCO_3^- и CO_3^{2-} в морской воде от pH (Weyl, 1970)

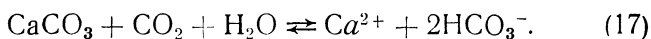
Эта многоступенчатая реакция очень чувствительна к рН и при повышении его уровня смещается вправо.



В жесткой пресной и морской воде, поскольку обе системы хорошо забуферены, преобладает диссоциация молекул угольной кислоты до бикарбонатов. Это следует из преобладания бикарбонатных ионов в диапазоне рН от 7,1 до 8,3 (см. рис. 7.1).

Взаимодействие неорганических карбонатов со свободной углекислотой (CO₂) и водой. Другим источником карбонатных и бикарбонатных ионов в аквариумной воде служит взаимодействие неорганических карбонатов с углекислым газом и водой. В жесткой пресной и морской воде большая часть карбонатных соединений, которые способны повлиять на рН, связаны с кальцием и магнием. Эти карбонаты служат потенциальным резервом для образования бикарбонатных ионов, которые, диссоциируя, способны нейтрализовать любое изменение рН.

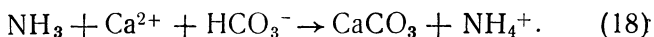
Если в ходе биологических окислительных процессов кислотность аквариумной воды возрастает, неорганические карбонаты переходят в раствор, реагируя со свободной углекислотой и водой,



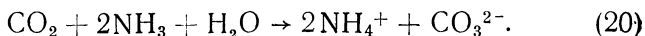
В морской воде одного лишь растворения минеральных карбонатов недостаточно для поддержания рН в оптимальном диапазоне (8,0—8,3). Эти вопросы рассмотрены в разделе 7.4.

Микробиологические процессы. В результате микробиологических процессов, особенно в ходе диссимилиации неорганического азота анаэробными бактериями, в аквариумной воде образуются карбонатные и бикарбонатные ионы. При слабой циркуляции воды в активных точках частиц детрита происходит локальное увеличение щелочности и рН возрастает. Это может произойти на поверхности сильно заиленных фильтров при малом расходе воды. Когда рН на поверхности фильтра достигает

9, выделяемый гетеротрофными бактериями аммиак вступает в реакцию с ионами кальция с образованием осадка карбоната кальция и аммония. По данным Бернера (Berger, 1968), реакция имеет следующий вид:



Если рН находится в оптимальных пределах, свободная углекислота, образующаяся при дыхании животных и аэробных бактерий, вступает в реакцию с водой и аммиаком с образованием карбонатных и бикарбонатных ионов. Реакция имеет вид (Berger, 1968):



7.2. Растворимость минеральных карбонатов

Буферная активность воды частично зависит от растворимости карбонатов кальция и магния, которая в свою очередь определяется их концентрацией в растворе. На растворимость минеральных карбонатов отрицательное влияние оказывает присутствие в растворе магния и растворенных органических веществ (РОВ).

Магний. Магний, присутствующий в морской воде, затрудняет растворение и осаждение минеральных карбонатов по двум причинам. Во-первых, он действует как поверхностный ингибитор на границе раздела кристаллической и жидкой сред, и, во-вторых, на поверхности кристаллов образуются наросты магниевых карбонатов, препятствующего поверхностному растворению кристаллов. Фолк (Folk, 1974) и Липпманн (Lippmann, 1960) предположили, что магний затруднял рост кристаллов на поверхности кальцитов, действуя как ингибитор, а также оседая в точках роста на поверхности кристаллов как гидратированный ион. Кроме того, магний может включаться в растущие кристаллы, что увеличивает их растворимость. Новая поверхность кристаллов, состоящая не из чистого кальцита, а из магниевых карбонатов, приходит в состояние равновесия с ионами магния в морской воде. Возникающие таким образом наросты дестабилизируют поверхностную структуру кристаллов

и делают их более растворимыми (Bernier, 1975; Plummer and Mackenzie, 1974; Weyl, 1967).

Чейв и др. (Chave et al., 1962) обнаружили, что из всех минеральных карбонатов насыщенные магнием кальциты обладают наибольшей растворимостью, за ними по убывающей следует арагонит, слабо насыщенные магнием кальциты, чистые кальциты. Доломиты, состоящие из кальция и магния в пропорции 1 : 1, отличаются наименьшей растворимостью.

На практике образование наростов магниевых кальцитов выравнивает растворимость различных минеральных карбонатов, уменьшая влияние их первоначального состава. По данным Бернера (Bernier, 1975) и Вейла (Weyl, 1967), рост магниевых кальцитов уравнивается с концентрацией магния в окружающей морской воде. Для аквариумистов это означает, что морская вода в конечном счете является буфером для минералов. Таким образом, исходный состав минеральных карбонатов не играет решающей роли в поддержании нормальной щелочности морской воды. Присутствие в воде РОВ еще больше усложняет эту проблему.

Растворенные органические вещества (РОВ). Показано, что присутствующие в воде растворенные органические вещества затрудняют выпадение в осадок карбоната кальция из перенасыщенной естественной или искусственной морской воды (Barcelona et al., 1976; Chave, 1965; Chave and Suess, 1967, 1970). Мейерс и Куинн (Meyers and Quinn, 1971) и Сьюсс (Suess, 1970) описали процесс осаждения жирных кислот и липидов на поверхности кальцитов. Покрывая поверхность карбонатных частиц, РОВ уменьшают число ионообменных участков.

7.3. Снижение рН

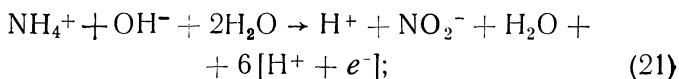
При дыхании животные и растения выделяют углекислый газ (CO_2). Некоторые биологические окислительные процессы увеличивают кислотность воды, другие, например денитрификация, повышают рН. Фотосинтез у растений — также восстановительный процесс, вызывающий повышение рН. В табл. 7.1 перечислены биологические процессы, так или иначе изменяющие рН воды.

Таблица 7.1. Биологические реакции, влияющие на pH в природных водных системах (Weber and Stumm, 1963)

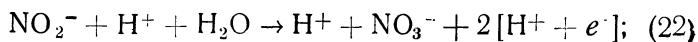
Процесс	Реакция	Влияние на pH
Фотосинтез	$6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$	+
Дыхание	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2 \rightarrow 6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	-
Ферментация метана	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3\text{CO}_2 \rightarrow 3\text{CH}_4 + 6\text{CO}_2$	-
Нитрификация	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$	-
Денитрификация	$5\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24\text{NO}_3^- + 24\text{H}^+ \rightarrow 30\text{CO}_2 + 12\text{N}_2 + 42\text{H}_2\text{O}$	+
Окисление сульфидов	$\text{HS}^- + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	-
Восстановление сульфатов	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3\text{SO}_4^{2-} + 3\text{H}^+ \rightleftharpoons 6\text{CO}_2 + \text{HS}^- + 6\text{H}_2\text{O}$	+

+ возрастание; - уменьшение.

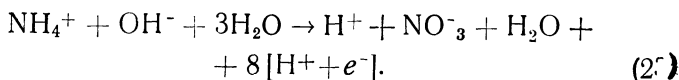
Процессы биологического окисления в аквариумах преобладают над процессами восстановления, что вызывает постепенное понижение щелочности и pH воды. Минерализация органических соединений и их нитрификация являются основными кислотообразующими процессами бактериологического происхождения. Гундерсен и Маунтен (Gundersen and Mountain, 1973) показали, как накапливающиеся нитраты изменяют щелочность морской воды. Если реакцию нитрификации представить как процесс потери и приобретения электронов, то окисление ионов аммония выглядит следующим образом:



окисление нитритов



обобщенная реакция:



Из уравнения (23) следует, что при окислении 1 моль ионов аммония образуются 1 моль нитратных ионов и

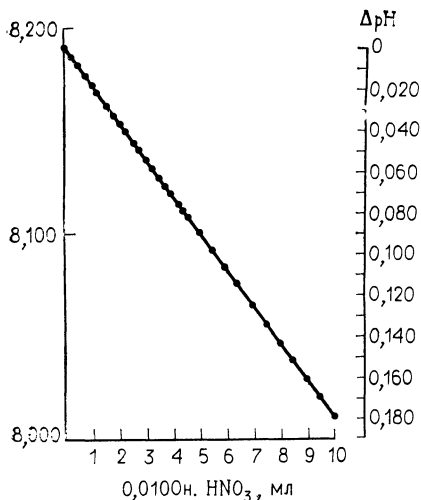


Рис. 7.2. Изменение pH морской воды при титровании 0,01 н. HNO₃ (Gundersen and Mountain, 1973)

1 моль ионов водорода. Иными словами, конечным продуктом нитрификации, строго говоря, является азотная кислота, а не нитратный ион, и именно она уменьшает буферную емкость воды. Из графика, приведенного на рис. 7.2, видно, как образование нитрат-ионов сопровождается возникновением эквивалентного количества ионов водорода. Титрование морской воды 0,01 н. HNO₃ при одновременном контроле за pH показывает, что с нарастанием нитрификации pH линейно уменьшается.

7.4. Практическое руководство

Влияние низкого pH на животных не совсем ясно. Большинство описанных в литературе исследований выполнялось при pH значительно ниже нормального, поэтому результаты не применимы к аквариумным системам. Повышенная концентрация свободной углекислоты, которой сопровождается пониженный pH, как известно, влияет на сродство крови к гемоглобину (см. раздел 5.2), однако большинство работ выполнялось в кислой или почти нейтральной среде. Напомним, что оптимальный диапазон pH в пресной воде 7,1—7,8, в морской и солоноватой — 8,0—8,3.

Добавляя в гравийный фильтр наполнитель, содержащий кальций, можно поддерживать реакцию воды выше нейтральной. Отношение кремниевого гравия к известковому должно составлять 4 : 1. Если своевременно удалять избыток детрита и очищать воду от растворенных органических веществ, окислительные бактериальные процессы подавляются и рН ниже 7,1 почти не бывает. Среди аквариумистов распространено мнение, что пресноводных тропических рыб следует содержать в подкисленной воде, предполагается, что этим имитируются естественные условия обитания (во многих лесных речках и ручьях вода кислая). Следует, однако, помнить, что животные при посадке в аквариум подвергаются многочисленным физиологическим стрессам, кислая вода является одним из них, так как в таком растворе возрастает парциальное давление CO_2 .

Поддерживать оптимальный рН в морской и солоноватой воде еще сложнее. Если для улучшения буферных свойств воды в замкнутых морских аквариальных системах использовать содержащий кальций гравий, рН установится на уровне 7,5, а щелочность 1,0 мэкв/л, т. е. оба показателя не достигают оптимальных значений. Для поддержания рН и щелочности в нормальном диапазоне раз в 2 недели необходимо заменять 10% воды и регулярно добавлять карбонат (Na_2CO_3) или бикарбонат (NaHCO_3) натрия. Не рекомендуется применять толченый известняк. Если известняк применять достаточно долго, то содержащийся в нем кальций может повлиять на соотношение катионов в воде (Breder and Smith, 1932).

Купер (Cooper, 1932) отмечал, что в результате использования известняка для коррекции рН в Плимутском аквариуме в Англии содержание кальция в воде достигло 0,62 г/л по сравнению с 0,39 г/л в естественной морской воде в районе Плимута.

Натрий как основной катион морской воды можно добавлять в виде карбоната или бикарбоната достаточно долго, не нарушая катионного баланса. Бредер и Смит (1932) подсчитали, что если все бикарбонатные ионы в морской воде Нью-Йоркского аквариума полностью заменить в течение 2,5 лет бикарбонатом натрия, содержание натрия возрастет всего на 0,5%. При использовании для этих целей известняка содержание

кальция увеличится на 10% и станет почти в 20 раз выше молярной концентрации в свежей морской воде. Как отмечали Бредер и Смит (1932), ухудшение качества воды, связанное с применением известняка, наступает не сразу, однако лучше по возможности его избежать.

Глава 8

Токсичность различных веществ и профилактика заболеваний

Основные проблемы токсичности, которые встречаются в аквариумной практике, связаны с действием азотистых соединений. Наиболее токсичны аммоний и нитриты. Нитраты наименее токсичны, однако они опасны, когда присутствуют в большом количестве и действуют достаточно долго. Токсичность нитритов в солоноватой и морской воде значительно ниже, чем в пресной.

Болезни как таковые в этой главе не рассматриваются, хотя в следующих разделах будет уделено определенное внимание контролю за факторами среды как средству предотвращения заболеваний водных животных. Общие вопросы болезней рыб и водных беспозвоночных достаточно полно освещены в многочисленных публикациях (Amlacher et al., 1970; Bullock, 1971; Bullock et al., 1971; Dulin, 1976; Hoffman, 1967; Hoffman and Meyer, 1974; Johnson, 1978; Kabata, 1970; Kingsford, 1975; Klontz, 1973; National Academy of Science, 1973; Pauley and Tripp, 1975; Reichenbach-Klinke, Elkan, 1965; Sarig, 1971; Sindermann, 1977; Snieszko, 1970; van Duijn, 1973; Wellborn and Rogers, 1966). Обширная библиография приводится в работах Конроя (Congroy, 1968), Джонсона (Johnson, 1968) и Зиндермана (Sindermann, 1970). Проблемы иммунологии рыб обсуждали Андерсон (Anderson, 1974) и Лом (Lom, 1969), Рибелин и Мигаки (Ribelin and Migaki, 1975) опубликовали работу по патологии рыб.

8.1. Токсичность аммония

Аммоний — наиболее токсичная форма из всех соединений неорганического азота, образующихся в аквариуме. Он образуется в воде в результате минерализации

органических веществ гетеротрофными бактериями, а также как побочный продукт азотистого обмена гидробionтов (см. рис. 1.2).

Гидролиз аммония. Гидролиз аммония в природной воде, как показано ниже, идет при рК (константа равновесия) около 9, т. е. ионов аммония всегда больше, чем молекул свободного аммиака. Выявление факторов, влияющих на гидролиз аммония, очень важно, поскольку некоторые аквариумисты считают аммиак (NH_3) более токсичным, чем ионы аммония (NH_4^+)



На ход реакции (24) оказывают влияние рН, температура и соленость, причем рН принадлежит решающая роль. Повышение рН на единицу вызывает десятикратное увеличение образования свободного аммиака. Повышение температуры воды и снижение солености увеличивают выделение аммиака не столь значительно. Температурный эффект обусловлен ускорением гидролиза ионов аммония при повышении температуры, влияние солености — уменьшением активности свободного аммиака в растворе возросшей ионной силы (Hamprson, 1976). Таким образом, при одинаковой температуре, рН и содержании общего аммония ($\text{NH}_4\text{—N}$) в растворе в морской воде содержится меньше NH_3 , чем в пресной (см. табл. 9.1).

Выделение аммония и его токсичность. Большинство водных животных являются аммонотелическими, т. е. свыше 50% азота выделяется у них в виде аммония преимущественно через жабры. Издавна считалось, что проникать в ткани может только аммиак (NH_3), а аммоний такой способностью не обладает (Milne et al., 1958; Waggen, 1962). В настоящее время от этой теории следует отказаться. Теперь стало ясно, что обе формы аммония способны проникать в ткани животных. Последние исследования доказали, что основной формой аммония, выделяемой через жабры рыбами и беспозвоночными, обитающими в воде любой солености, является NH_4^+ (Evans, 1973, 1975; Kerstetter and Keeler, 1976; Maetz et al., 1976; Mangum et al., 1978; Payan and Maetz, 1973; Payan and Matty, 1975). Показано, что экскреция ионов аммония — обменный процесс, при котором метаболический NH_4^+ обменивается на поверх-

ности жабр на ионы Na^+ из воды. Значение экскреции аммиака окончательно не выяснено из-за отсутствия необходимой информации.

Механизм токсического действия аммония также должен быть пересмотрен. Ранее считалось, что токсичность связана с градиентом парциального давления аммиака при прохождении его через жабры. Предполагалось, что по мере увеличения парциального давления аммиака в воде NH_3 диффундирует в организм животного по градиенту концентрации. Это могло быть так, если бы содержание NH_3 в воде превышало его содержание в крови. Однако сейчас этот механизм выглядит сомнительным. Фромм и Жиллет (Fromm and Gillette, 1968) показали, что при содержании радужной форели (*Salmo gairdneri*) в воде с возрастающей концентрацией аммиака содержание его в крови также увеличивалось, однако оно всегда оставалось выше содержания NH_3 во внешней среде. Этим авторам не удалось экспериментально доказать возможность проникновения аммиака в жабры рыб извне. Они предположили, что возрастание концентрации аммиака в воде вызывает усиленное накопление метаболического аммония в тканях, который и вызывает токсикоз. Косвенно эту гипотезу подтвердили Фромм и Жиллет (Fromm and Gillette, 1968) и Олсон и Фромм (Olson and Fromm, 1971), которые обнаружили, что интенсивность выделения аммония радужной форелью снижалась по мере возрастания содержания аммиака в воде. Дальнейшие эксперименты должны дать ответ на вопрос, каким образом аммиак проникает в жабры водных животных и вызывает отравление. До тех пор следует считать, что высокое содержание аммиака в воде оказывает косвенное токсическое действие, истинное отравление происходит из-за того, что животные не могут освободиться от избытка аммония, накапливающегося в ходе азотистого обмена.

pH воды оказывает влияние на токсичность аммиака, поскольку регулирует гидролиз NH_4^+ . С повышением pH количество свободного аммиака возрастает пропорционально концентрации ионов аммония (NH_4^+), а аммиак, по мнению специалистов,— более токсичная форма (Armstrong et al., 1978; Burkhalter and Kaya, 1977; Fromm and Gillette, 1968; Hampson, 1976; Robinette, 1976; Rubin, Elmaraghy, 1977; Schreckenbach et al.,

1975). Обе формы аммония проникают через тканевый барьер, как уже отмечалось, обе ядовиты, хотя NH_3 при высоком рН более токсичен, чем NH_4^+ (Armstrong et al., 1978).

При низком содержании в воде растворенного кислорода токсичность аммония усиливается, хотя механизм этого явления не вполне ясен.

Рейхенбах-Клинке (Reichenbach-Klinke, 1967) отмечал, что в тканях некоторых видов европейских пресноводных рыб по мере возрастания концентрации NH_3 содержание кислорода уменьшалось, в условиях дефицита кислорода в воде у рыб понижалась устойчивость к аммиаку. Некоторые другие исследователи подтверждают, что токсичность NH_3 значительно возрастает в воде с пониженным содержанием кислорода (Downing and Merkens, 1955; Larmoyeux and Piper, 1973; Lloyd, 1961; Merkens and Downing, 1957; Smith, 1972; Smith and Piper, 1975; Wuhmann and Woker, 1948, 1953).

Согласно одной из теорий высокое содержание аммиака в воде каким-то образом связано со способностью гемоглобина удерживать кислород. Рейхенбах-Клинке (Reichenbach-Klinke, 1967) отметил уменьшение количества красных кровяных клеток у пресноводных рыб после того, как их выдерживали в воде с сублетальной концентрацией аммиака. Броквей (Brockway, 1950) сообщал, что когда концентрация $\text{NH}_4\text{—N}$ в воде достигла 1 мг/л, содержание кислорода в крови радужной форели снизилось на 14% по сравнению с нормальным, а углекислоты — увеличилось почти на 15%. Вместе с тем Фромм и Жиллет (1968), исследуя *in vitro* эритроциты, помещенные в раствор Рингера, отмечали, что даже при повышении концентрации $\text{NH}_4\text{—N}$ до 10 мг/л способность гемоглобина связывать кислород заметно не изменялась. Сауса и Мид (Sousa and Meade, 1977) изучали с помощью спектрофотометра раствор гемоглобина у кижуча, содержавшегося в воде с высокой концентрацией аммония. Они отметили постепенное смещение адсорбционной конфигурации насыщенного кислородом гемоглобина в сторону деоксигенации. Исследователи заключили, что длительное пребывание в среде, насыщенной аммиаком, ведет к ацидемии. Это в свою очередь нарушало способность гемоглобина переносить кислород. Ацидемия, сопровождающаяся нару-

шением внутреннего кислотно-щелочного баланса, ведет к преждевременному отщеплению кислорода (эффект Бора).

8.2. Токсичность нитритов

Содержащиеся в крови нитриты окисляют гемоглобин до метгемоглобина, который неспособен переносить кислород (Jaffe, 1964). Присутствие у рыб метгемоглобина можно определить по цвету крови и жабр, которые становятся коричневыми. Ранее предполагали, что появление в крови метгемоглобина коррелирует с повышенной смертностью водных животных, но это не всегда так, особенно если сопоставить смертность животных в морской и пресной воде в биопробе. Кроуфорд и Аллен (Crawford and Allen, 1977) показали, что 70% сеголетков чавычи, содержавшихся в пресной воде с концентрацией $\text{NO}_2\text{—N}$ 8,18 мг/л, погибали при содержании метгемоглобина 44%. Смертность той же молодежи, находившейся в морской воде с концентрацией $\text{NO}_2\text{—N}$ 246,97 мг/л, составила всего 10% при концентрации метгемоглобина в крови 74%.

В табл. 8.1 представлены некоторые опубликованные данные по токсичности нитритов в пресной, солоноватой и морской воде. Хорошо заметно, что по мере возрастания солености среды смертность животных уменьшается. Кроуфорд и Аллен (1977) объясняли это защитным действием ионов кальция, однако не исключали возможности сходного влияния и других присутствующих ионов. Перрону и Миду (Pergone and Meade, 1977) удалось доказать, что защитную функцию выполняют хлориды. Смертность годовиков кижуча, которых в течение 48 ч выдерживали в воде с содержанием нитритов (в виде $\text{NO}_2\text{—N}$) 29,8 мг/л и хлоридов (в виде Cl) 261,3 мг/л, не отмечена. При выдерживании другой группы в воде с концентрацией $\text{NO}_2\text{—N}$ 3,8 мг/л и хлоридов 2,5 мг/л уже через 12 ч погибло 58,3% всей молодежи. Механизм действия защитных ионов неясен, но возможно, что катионы, присутствующие в соленой воде, соединяясь с нитритами, препятствуют их поглощению рыбой из раствора. Ионы хлора могут непосредственно замещать ионы нитритов, а поскольку их концентрация в растворе значительно выше, хлориды затрудняют assi-

Таблица 8.1. Летальные концентрации $\text{NO}_2\text{—N}$ в пресной (ПВ), солоноватой (СВ) и морской воде (МВ)

Вид гидробионтов, их вес или возраст	Концентрация, мг/л	Экспозиция, ч	Смертность, %	Среда	Источник*
Радужная форель (годовики)	0,55	24	55	ПВ	а
Чавыча (32 г)	0,50	24	40	ПВ	а
Чавыча (сеголетки)	0,88	96	50	ПВ	б
Радужная форель (12 г)	0,19	96	50	ПВ	в
Радужная форель (9,1 г)	0,23	96	50	ПВ	г
Кижуч (годовики)	3,80	12	58,3	ПВ	д
Чавыча (сеголетки)	19,00	48	50	ПВ	е
Малазийская креветка (личинки)	8,60	96	50	СВ	ж
Чавыча (сеголетки)	1070,00	48	10	МВ	е
Американская устрица (взрослая)	658,00	96	50	МВ	з
Американская устрица (молодь)	798,00	96	50	МВ	з
Моллюск-венус (взрослый)	1190,00	96	50	МВ	з
Моллюск-венус (молодь)	1133,00	96	50	МВ	з

* а — Smith and Williams, 1974; б — Westin, 1974; в — Russo et al., 1974; г — Brown and McLeay (1975); д — Perrone and Meade, 1977; е — Crawford and Allen; 1977; ж — Armstrong et al., 1976; з — Epifanio and Srna, 1975.

миляцию нитритов. Нитриты при любой концентрации не представляют серьезной угрозы для животных в морских и солоноватоводных аквариумах, однако их присутствие в пресной воде даже в малых количествах, безусловно, очень опасно.

8.3. Токсичность нитратов

Нитраты даже в больших концентрациях не являются остротоксичными для водных животных, хотя их действие на протяжении длительного времени не изучалось. Возможно, что бледная окраска жабр, развивающаяся у рыб спустя несколько месяцев содержания в аквариуме, — результат действия накапливающихся нитратов, однако это только предположение.

Кнепп и Аркин (Кнепп and Arkin, 1973) сообщали, что присутствие в воде нитратов $\text{NO}_3\text{—N}$ в концентра-

ции 400 мг/л не оказывало влияния на выживаемость и рост пресноводных большеротого окуня (*Micropterus salmoides*) и канального сомика (*Ictalurus punctatus*). Более высокие концентрации не изучались. Уэстин (Westin, 1974) определил, что для чавычи (*Oncorhynchus tshawytscha*) и радужной форели, содержащихся в пресной воде, нитраты в 2000 раз менее токсичны, чем нитриты. У чавычи признаки расстройства функций при концентрации нитратов $\text{NO}_3\text{—N}$ 1000 мг/л или несколько меньше наблюдались на пятый-восьмой день. Они выражались в неспособности плавать по прямой, затрудненном дыхании, пониженной активности в сочетании с неkoordinированными движениями. У некоторых рыб жабберные лепестки приобретали цвет от бледно-розового до темного красно-коричневого. Было отмечено, что нитраты более токсичны в солоноватой (15‰) воде. Для лососей токсичность нитратов была в 1,14—1,41 раза выше при содержании в солоноватой воде, чем в пресной. Для адаптированной к солоноватой воде форели токсичность нитратов оказалась в 1,24—1,38 раза выше, чем в пресной воде.

Хираяма (Hirayama, 1966 b) отмечал увеличение дыхательной активности у обыкновенного осьминога (*Octopus vulgaris*), которого поместили в морскую воду с пониженной щелочностью и рН и высоким содержанием нитратов. Животное погибло спустя 7 ч при содержании нитратов 1400 мг/л. Куватани и др. (Kuwatani et al., 1969) пришли к выводу, что нитраты в концентрации 1000 мг/л не оказывают влияния на рост моллюска японской жемчужницы (*Pinctata fucada*) до тех пор, пока рН морской воды остается выше 8,05.

Эпифанио и Срна (Epifanio and Srna, 1975) показали, что высокая концентрация нитратов не оказывала вредного влияния на развитие двух видов двустворчатых моллюсков, содержащихся в слабосоленой морской воде ($S=27‰$). При экспозиции 96 ч ЛД₅₀ нитрата натрия для взрослых особей американской устрицы (*Crassostrea virginica*) составила 2604 мг/л и 3794 мг/л для молодежи. Даже когда концентрация NaNO_3 достигала 75% общей солености, не удалось вызвать 50%-ную гибель двустворчатого моллюска венуса (*Mercenaria mercenaria*). Исследователи решили, что испытывать более высокие концентрации нет необходимости.

8.4. Токсичность тяжелых металлов

Основные тяжелые металлы (Cr, Pb, Hg, Cu, Zn) присутствуют в воде в ничтожно малых количествах. Если их концентрация возрастает (оставаясь очень низкой), все они становятся токсичными для водных животных. Многие из них вызывают гибель гидробионтов при концентрации менее 1,0 мг/л. В этом разделе рассмотрено действие двух тяжелых металлов: цинка и меди, так как их часто применяют для лечения заболеваний морских рыб, вызванных простейшими.

Через некоторое время после внесения в аквариум токсичность цинк- или медьсодержащих веществ снижается, так как ионы тяжелых металлов оседают в виде карбонатов. Эффективность осаждения тяжелых металлов зависит не от жесткости воды или концентрации катионов, а от ее щелочности. В растворенном виде как цинк, так и медь вызывают у рыб обильное выделение слизи. Слизь выделяется в воду вместе с инцистированными формами некоторых паразитов. Считалось, что паразитические простейшие, например *Cryptocaryon irritans*, более восприимчивы к действию тяжелых металлов на стадии «бродяжек», поэтому обработка цинком или медью нейтрализует эти организмы прежде, чем они прикрепятся к хозяину. Однако в лабораторных условиях *in vitro* это не подтвердилось.

У рыб, подвергшихся действию токсических концентраций меди и цинка, резко усиливается дыхательная активность (Jones, 1938, 1939; Sellers et al., 1975). Некоторые исследователи отмечали, что тяжелые металлы, нарушая нормальный газообмен, вызывали гипоксию (кислородное голодание) тканей (Ellis, 1937; Skidmore, 1964; Vernon, 1954). Бертон и др. (Burton et al., 1972) пришли к выводу, что основной причиной гибели рыб, обработанных медью, является гипоксия тканей, вызванная коагуляцией и оседанием слизи на жабрах и сопровождающаяся повреждением клеток тканей жабр. Гистопатологические изменения жаберной ткани у рыб, подвергавшихся действию тяжелых металлов, описаны в литературе. Так, Бейкер (Baker, 1969) отмечал, что у зимней камбалы (*Pseudopleuronectes americanus*) под действием невысокой концентрации меди жаберные лепестки сморщиваются, эпителиальный слой вакуолизируется,

число слизиобразующих клеток в жаберных лепестках уменьшается. Маттиссен и Брефилд (Matthiessen and Brafield, 1973) заметили сращение вторичного плоского эпителия у трехиглой колюшки (*Gasterosteus aculeatus*) под действием цинка.

Тяжелые металлы вызывают и другие опасные поражения, включая ослабление активности ферментов (Christensen, 1971, 1972; Jackim et al., 1970), нарушение ионной регуляции (Lewis and Lewis, 1971), гипергликемию или увеличение содержания глюкозы в крови (Watson and McKeown, 1976) и другие изменения гематологических показателей (Cardeilhac and Hall, 1977; McKim et al., 1970). Гарднер и Лярош (Gardner and LaRoche, 1973) сообщали, что под действием меди наблюдаются изменения клеток механорецепторов канала боковой линии на голове взрослых особей фундулюса (*Fundulus heteroclitus*) и атлантической атерины (*Menidia menidia*), а также поражения зрительных органов и почек, геморрагия мозга и прилежащих к нему периорбитальных тканей.

8.5. Иммуитет и внешняя среда

Несмотря на обширную литературу по лечению заболеваний водных животных, о профилактике заболеваний путем тщательного контроля за внешней средой написано сравнительно мало. В данном разделе сделана попытка установить причинно-следственные связи инфекционных заболеваний и условий обитания. Естественно, любая попытка такого рода не претендует на полноту исследования, поскольку зависимости между заболеваниями и стрессовыми факторами не вполне очевидны.

Данные, приведенные в предыдущих главах, свидетельствуют о том, что водные животные чутко реагируют на малейшие изменения качества воды. Следует еще раз отметить, что хотя большинство гидробионтов способны до некоторой степени регулировать свои ответные реакции на изменения внешней среды, в неволе эти реакции многократно усиливаются. В природе естественное распределение паразитов и хозяев позволяет видам-хозяевам выжить, хотя под действием неблагоприятных факторов много отдельных особей может погибнуть. В условиях изоляции плотные посадки способствуют распространению паразитов. При недостаточном конт-

роле за качеством воды паразиты могут так размножиться, что полностью уничтожат своих хозяев. В этих условиях любые защитные системы хозяев быстро подавляются преобладающим числом инфекционных организмов.

Патогенные организмы присутствуют у всех водных животных, однако подлинную опасность в аквакультуре представляют инфекционные формы. Степень поражения зависит главным образом от физиологического состояния хозяина, а оно в свою очередь определяется условиями внешней среды. У здоровых животных инфекция находится в латентном (скрытом) состоянии, паразиты присутствуют, но не вызывают заболеваний. Возбудителями большинства эпизоотий в аквариумах являются бактерии и простейшие. Численность этих организмов можно поддерживать на безопасном уровне путем строгого контроля за качеством воды.

Вирулентность гельминтов и ракообразных паразитов в меньшей степени зависит от качества среды обитания хозяина. Тяжелым поражениям зачастую подвергаются внешне здоровые животные, несмотря на контроль за такими гидрохимическими показателями, как температура, содержание растворенного кислорода и аммония. Заболевших животных приходится лечить.

Паразитические бактерии, простейшие, а также вирусы представляют в аквариумах большую опасность, чем гельминты и ракообразные паразиты. Методы борьбы с последними описаны ниже. Бактерии и простейшие обычно поселяются на жабрах и внутренних полостях гидробионтов. Останутся они в латентной форме или станут инфекционными, зависит от физиологического состояния хозяина. Временное уменьшение содержания кислорода, увеличение концентрации свободной углекислоты, аммиака и, очевидно, растворенных органических веществ (РОВ) ослабляют хозяина. По мере увеличения концентрации общего растворенного углерода размножаются гетеротрофные бактерии, и если их окажется достаточно много, обычно безопасные формы могут стать инфекционными. Колебания температуры вызывают стрессовое состояние у животного-хозяина, что впоследствии приводит к хроническому поражению простейшими паразитами зачастую уже после того, как температура пришла в норму.

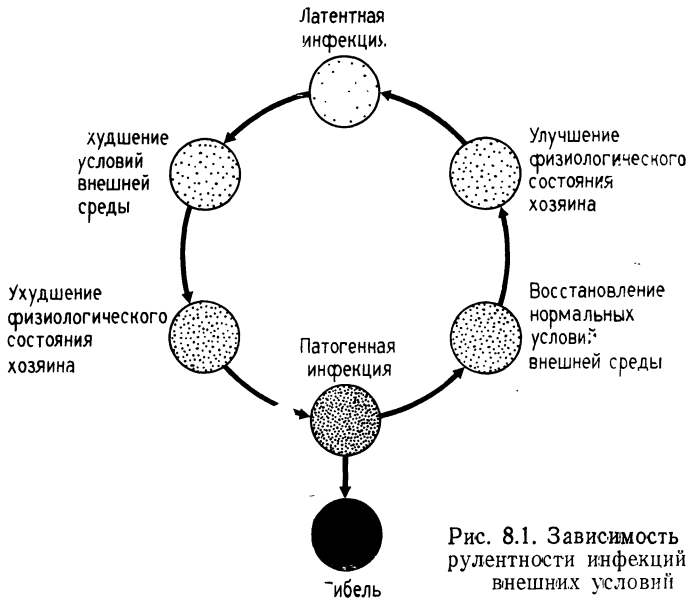


Рис. 8.1. Зависимость вирулентности инфекций от внешних условий

Бактериальные и протозойные инфекции часто развиваются тогда, когда в сбалансированный аквариум подсаживают новых животных. Широко распространено мнение, что болезнетворные микроорганизмы привносятся вместе с новыми животными и передаются акклиматизированным особям, однако проблема оказалась гораздо сложнее. Например, если «старожилы» и вновь посаженные особи поражены одним возбудителем, но в скрытой форме, посадка новых животных может вызвать переход латентной инфекции в болезнетворную. Причины могут быть разными, например повышение концентрации аммиака при временном изменении производительности фильтра, возрастание содержания РОВ или увеличение концентрации CO_2 в плохо забуференной зоде. Другими словами, первопричиной гибели животных являются изменения гидрохимических показателей зоды, хотя заметным обстоятельством является только подсадка животных. Как показано на рис. 8.1, ухудшение качества воды снижает устойчивость хозяина к болезни и способствует переходу возбудителя из латентной формы в инфекционную.

Слизь на внешних покровах водных животных защищает их от проникновения эктопаразитов и позволяет поддерживать соотношение паразит — хозяин в пользу хозяина. Доказано, что слизь содержит антитела, которые уничтожают паразитических простейших (Lom, 1969). Синтез антител в организме холоднокровных животных зависит от температуры воды. В зависимости от вида рыбы общее количество антител в слизи уменьшается при отклонении температуры в ту и другую сторону от оптимального уровня. Лом (Lom, 1969) отмечал, что при повышении температуры воды до 20°C триходины отпадали от карпа, так как «...защитные свойства слизи проявляются только при повышенной температуре». При 10°C рыба неспособна самостоятельно освободиться от паразитов, хотя рост триходин при низкой температуре замедлен.

Колебания температуры воды и накопление вредных продуктов обмена — вот две основные причины, вызывающие вспышки инфекционных заболеваний и инвазий.

8.6. Профилактика заболеваний

Профилактические мероприятия сводятся к поддержанию благоприятных условий среды (включая качество воды и постоянную температуру); стерилизации циркулирующей в аквариуме воды; обеспечению нормального питания рыб и предупреждению попадания в систему инфекционных организмов извне. Первые два фактора рассматривались в предыдущих главах. Обсуждение третьего не входит в задачу данной книги, а четвертый рассмотрен ниже.

Сырая вода. В природной необработанной воде присутствуют множество болезнетворных организмов, поэтому никогда не следует заполнять систему водой непосредственно из естественных источников. Сменную воду для аквариума следует предварительно профильтровать на быстром песчаном фильтре для удаления первичных взвесей. Затем ее пропускают через диатомовый фильтр. Диатомовый фильтр — эффективное средство против бактерий и простейших, которые прошли через песчаный фильтр. Затем воду в течение 2 недель держат в затененном баке и умеренно аэрируют. Большинство пара-

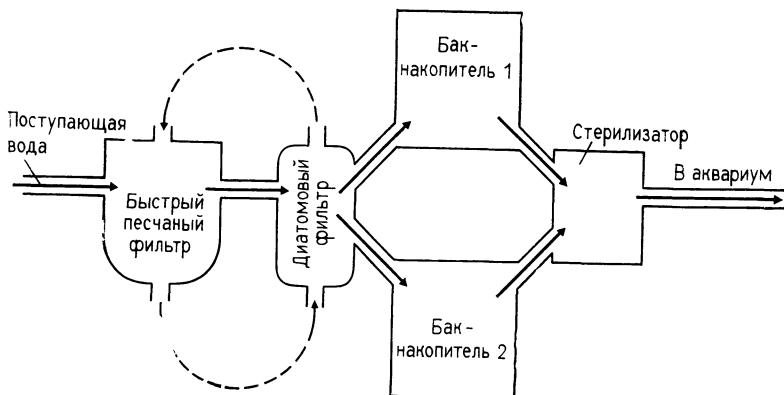


Рис. 8.2. Система предварительной очистки больших объемов сырой воды

зитов за это время погибают из-за отсутствия хозяев. Это означает, что для замены 10% воды, которая производится раз в 2 недели в каждом аквариуме, необходимы, по крайней мере, два бака с достаточным количеством воды. Вместимость каждого бака должна быть достаточной для подключения к системе нового аквариума.

В замкнутых системах предварительная фильтрация сырой воды осуществляется периодически, фильтры используются непродолжительное время. Система предварительной очистки (последовательно установленные песчаный и диатомовый фильтры в комплексе) должна быть спроектирована так, чтобы фильтры могли работать по замкнутому циклу независимо от накопительных баков и аквариумов. Такое устройство схематически показано на рис. 8.2 пунктирными линиями. На рис. 8.2 показан также стерилизатор (УФ-лампа или озонатор). Перед подачей в аквариум вода после двухнедельного отстаивания должна пройти через стерилизатор. Сразу после обработки порции воды систему предварительной очистки дезинфицируют химическими веществами, промывают и держат сухой до следующей фильтрации. Стерилизация озоном или УФ-лучами для обеззараживания системы в этом случае неэффективна, так как неспособна нейтрализовать микроорганизмы, находящиеся в глубине песчаного слоя, а также бактерий на фильтровальных элементах, стенках и трубах

диатомового фильтра. Лучшее средство для дезинфекции фильтров — хлорирование, необходимо только тщательно удалять все следы хлора после очистки.

Хлорирование системы предварительной очистки

1. Воду переключают так, чтобы система предварительной очистки функционировала как замкнутая.
2. Промывают диатомовый фильтр обратным током воды. (Без грунтовки).
3. Добавляют гипохлорит натрия, чтобы содержание свободного хлора составляло 50 мг/л (методику см. American Water Works Association et al., 1975).
4. Включают насосы и пропускают хлорированную воду через фильтры в замкнутом режиме в течение 2 ч.
5. Добавляя в воду тиосульфат натрия ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), доводят содержание свободного хлора до нуля. Количество тиосульфата может варьировать и поэтому для каждого конкретного случая определяется опытным путем.
6. Спускают воду из фильтров и оставляют их сухими до обработки следующей порции сырой воды.
7. Во время нового цикла очистки прежде, чем отводить воду в бак-накопитель, промывают систему сильной струей воды в течение 30 мин.

Подсадка животных. Новые партии животных следует подсаживать в основную систему только после того, как они пройдут карантин в течение 4 недель, и станет ясно, что они свободны от инфекционных микроорганизмов или внешних паразитов.

Живые корма. Если живые корма выращивают в искусственных условиях, они полностью безопасны. Так, широко культивируемая артемия (*Artemia salina*) пригодна для кормления как пресноводных, так и морских животных. Живые корма, заготовленные в естественных водоемах, — потенциальные носители паразитов. Во всех случаях кормовые организмы соленых вод нельзя скормливать морским и солоноватоводным видам животных, пресноводные пищевые организмы не следует скормливать видам, обитающим в пресной воде. Дело в том, что паразиты, обитающие на морских кормовых организ-

мах, редко выживают в пресной воде, именно поэтому они безопасны для пресноводных животных. И наоборот, пресноводные формы, например *Daphnia*, безопасны для морских животных. Хищным пресноводным видам не следует давать мелких карповых рыб, хотя они безопасны для морских рыб. Во всех случаях с точки зрения предупреждения распространения заболеваний готовые искусственные смеси предпочтительнее живых кормов или мороженой рыбы.

8.7. Лечение заболеваний

Без надлежащего контроля процессы поддержания стабильных условий внешней среды и лечения заболеваний являются взаимоисключающими. Слишком поспешное применение лечебных средств может усугубить и без того сложную ситуацию, уничтожив полезные микроорганизмы фильтровального слоя. В этом случае качество воды быстро ухудшается, и неблагоприятная ситуация еще более осложняется. Проводя любые лечебные мероприятия, следует помнить о возможных последствиях ухудшения качества воды. В неумелых руках урон от лечения может быть больше, чем от болезни. В большинстве случаев не стоит лечить животных, пораженных бактериями или простейшими*. Гибель рыбы от этих организмов, как уже отмечалось выше, часто вызвана неблагоприятными условиями внешней среды. Тяжелопораженных животных следует удалить, а все силы сосредоточить на исправлении сложившейся гидрохимической ситуации. В улучшенных условиях умеренно пораженные животные обычно выживают.

Гельминты и ракообразные паразиты более устойчивы к иммунным реакциям хозяев, с ними сложнее бороться одним лишь улучшением качества воды. Единственный надежный способ избавиться от этих паразитов — высадить всех животных и прохлорировать аквариум и фильтрационную систему. При двухчасовой экспозиции вполне достаточна концентрация свободного хлора 50 мг/л. Для ликвидации следов хлора добавляют тиосульфат натрия, систему осушают и тщатель-

* В промышленных системах при протозойных заболеваниях обязательно следует проводить профилактические и лечебные мероприятия.— *Прим. ред.*

но промывают водопроводной водой. Затем аквариум следует заполнить свежеприготовленной водой и снова сбалансировать, используя акклиматизированных животных, прошедших карантин. Эта процедура, безусловно, трудоемка, но эффективна. При наличии строгого контроля за качеством воды тяжелые поражения гельминтами и ракообразными паразитами встречаются крайне редко.

Вопросы выбора лекарственных средств для лечения конкретных заболеваний широко обсуждались в литературе, поэтому здесь рецепты не приводятся. Однако при выборе лекарств следует учитывать следующее: лекарства должны быть максимально специфичными для данной инфекции; лекарственных средств, которые вызывают у водных животных обильное выделение слизи, необходимо избегать. Если удалить слизь, животные оказываются беззащитными перед повторным заражением другими микробами. По этой причине тяжелые металлы рекомендуется применять очень осторожно. Заболевших животных ни в коем случае нельзя лечить прямо в аквариуме. Некоторые химиотерапевтические средства подавляют нитрификацию (см. раздел 1.2). Именно поэтому бассейны для лечебной обработки, оборудованные биологическими фильтрами, редко функционируют нормально.

8.8. Практическое руководство

Данные, подтверждающие повышенную токсичность аммиака (NH_3) по сравнению с ионами аммония (NH_4^+), были получены в опытах с биопробой на уровне целых организмов (Lloyd and Orr, 1969; Wuhrmann and Woker, 1948). Этот факт можно будет считать доказанным, если такие же различия в токсичности будут установлены на клеточном уровне. Вопрос, однако, представляет чисто академический интерес, поскольку условия, определяющие гидролиз аммония в аквариуме (рН, температура и соленость), невозможно изменить, не вызывая других опасных последствий. Например, данные о том, что аммиак менее токсичен при низком рН, малоутешительны для специалистов, занимающихся морским аквариумом. Опыт показывает, что морские животные по непонятной причине лучше себя чувствуют при рН 8

и выше. Возможно, в этом диапазоне рН обменные процессы через жабры и наружные покровы наиболее эффективны. Температуру и соленость необходимо поддерживать в строгих пределах, что важно уже само по себе. Резкие изменения температуры воды оказывают отрицательное влияние на ферментативные системы пойкилотермных животных. Нельзя увеличивать ионную силу пресной аквариумной воды (повышать соленость) для уменьшения концентрации свободного аммиака.

Температуру, рН и соленость необходимо поддерживать в определенных пределах в соответствии с экологическими и физиологическими потребностями аквариумных животных и растений. Интенсивная аэрация позволяет ослабить токсическое действие аммиака на водных животных. Удаление несъеденных остатков пищи, погибших животных и растений, регулярная замена части воды в аквариуме, умеренные плотности посадки животных и растений — наиболее эффективные средства предупреждения увеличения концентрации аммиака в растворе. Верхний предел содержания общего аммония не должен превышать 0,1 мг/л.

Нитриты острооксичны, по-видимому, только в пресной и слабосоленой воде, однако это заключение основывается на ограниченных данных, поэтому верхний предел содержания нитритов в любых аквариумах не должен превышать 0,1 мг $\text{NO}_2\text{—N}$ /л. Данные о длительном воздействии нитратов на водных животных отсутствуют, а их кратковременным воздействием можно пренебречь, так как нитраты не относятся к высокотоксичным соединениям. Вместе с тем при высоких концентрациях нитраты не могут не оказывать вредного влияния, поэтому их содержание не должно превышать 20 мг $\text{NO}_3\text{—N}$ /л. Ограничение содержания в воде нитратов достигается регулярной заменой части воды и посадкой в аквариум растений, которые периодически удаляются по мере отращивания*.

* Большинство современных исследователей считают допустимым содержание значительных количеств нитратов в системах с оборотным водоснабжением при выращивании тепловодных рыб. Например, по данным Л. Нэгеля, Ч. Меске и Х. Мудрака (Nägel, Meske and Mudrack, 1976), двухлетки карпа нормально росли при концентрации 1000—1800 мг $\text{NO}_3\text{—N}$ /л, достигая за 6 мес средней массы 900 г.— *Прим. ред.*

Опыт показывает, что лечение рыб тяжелыми металлами не дает положительных результатов. В большинстве случаев неблагоприятное воздействие этих средств на хозяина сводит на нет положительный эффект от удаления паразитов. До сих пор не установлены летальные дозы меди или цинка для некоторых видов морских рыб. Обработка аквариума, в котором содержится сразу много видов, особенно недопустима, поскольку длительность действия и летальные дозы у разных видов рыб резко различаются. Более того, до сих пор неясно, как действуют тяжелые металлы на разных стадиях жизненного цикла паразита, т. е. обработка может оказаться более опасной для хозяина, чем для паразита.

Количество меди или цинка, которое остается после обработки аквариума в растворенном состоянии, трудно определить. Накопление детрита на поверхности фильтра наряду с высокой концентрацией растворенных органических веществ в толще воды оказывает значительное влияние на дозу цинка и меди, которую способны переносить микроорганизмы и аквариумные животные и растения. Известно, что органическое вещество активного ила, связывая медь, уменьшает ее токсическое действие на нитрифицирующих бактерий (Tomlinson et al., 1966). Образование комплексных циклических соединений меди (хелатов), очевидно, делает ее менее токсичной для пресноводных рыб (Doudoroff and Katz, 1953). Фитцджеральд (Fitzgerald, 1963) показал, что реакция сульфата меди с лимонной кислотой с образованием хелата уменьшает токсическое действие меди на пимефалес (*Pimephales notatus*) в 500 раз. Образование хелатных соединений способствовало удержанию 90% меди в растворенном состоянии при рН 6,0 и 8,5.

Хелатные комплексы меди и цинка применяют при обработке морских аквариумов, когда требуется продлить действие меди в растворенном состоянии. Устойчивые к действию хелатов тяжелых металлов гетеротрофные бактерии часто разрушают органическую основу хелатных молекул, в результате освободившиеся ионы тяжелых металлов соединяются с карбонатами и выпадают в осадок (инактивируются). Знаменательно, что ни в одном из рекомендуемых для обработки морских аквариумов нормативов не учитывается растворенное органическое вещество (РОВ) как фактор, изменяющий

токсические свойства ионов металлов. Образование хелатов, как уже отмечалось, уменьшает токсическое воздействие тяжелых металлов на рыб. По-видимому, их действие на паразитов аналогично (Spotte, 1970).

Токсичность тяжелых металлов проявляется в затруднении дыхания и гипоксии тканей животных, поэтому любая обработка воды солями меди или цинка должна сопровождаться усиленной аэрацией. Больных рыб необходимо высадить из аквариума и обработать в отдельном контейнере *. Следует проследить, чтобы в контейнере не было содержащего кальций гравия, а в воде отсутствовали растворенные органические вещества. Выпавшие в осадок тяжелые металлы невозможно удалить традиционными способами (например, частичной заменой воды или физической адсорбцией). Воду, обработанную тяжелыми металлами, не следует подвергать очистке активированным углем или в пеноотделительных колонках, так как и в том и в другом случае из раствора быстро извлекаются хелатные соединения этих металлов. Озонирование может также разрушить органическую основу молекул, содержащих тяжелые металлы, освобождая тем самым ионы металлов, которые соединяются с карбонатами и выпадают в осадок.

Глава 9

Аналитические методы

Помимо обычной химической посуды для текущих анализов качества аквариумной воды в лаборатории необходимо иметь спектрофотометр (не колориметр), рН-метр (желательно с расширенной шкалой), сушильный шкаф, магнитную мешалку, дистиллятор, деионизационную колонку, муфельную печь, аналитические весы, газовую горелку и холодильник с морозильной камерой.

Приведенные ниже анализы вполне достаточно для контроля качества воды в аквариуме. Детальный разбор различных аналитических методов приводится в других книгах. Прекрасное пособие по гидрохимии пресной воды написано Стейнтоном (Stainton et al., 1977). **Практические** и теоретические аспекты анализов морской воды достаточно полно освещены в работах Грасхоффа (Grasshoff, 1976), Райли и др. (Riley et al., 1975), Смита и Уиндома (Smith and Windom, 1972) и Стрикленда и Парсонса (Strickland and

* В промышленных замкнутых системах рыбу из бассейнов не высаживают, а проводят профилактическую обработку непосредственно в рыбоводных емкостях при отключенных биофильтрах.—
Прим. ред.

Parsons, 1972). Специальные вопросы использования ионных электродов для определения содержания фосфатов и нитратов в пресной воде обсуждали Танака и др. (Tanaka et al., 1977), Шехтер и Грюнер (Shechter and Gruener, 1976). Барика (Barica, 1973) опубликовал сообщение об использовании специальных ионных электродов для определения концентрации аммония в пресной воде, применительно к морской воде тот же метод рассматривали Жильберт и Клей (Gilbert and Clay, 1973) и Срна и др. (Srna et al., 1973).

9.1. Определение содержания общего фосфора (в виде $\text{PO}_4\text{—P}$)

Методика определения содержания активного фосфора (который называют также неорганическим фосфором, ортофосфатом и просто фосфатом) приведена здесь, несмотря на то, что в предыдущих главах фосфор почти не рассматривался. Содержание фосфатов в аквариумной воде обычно варьирует от 0,5 до 6 мг $\text{PO}_4\text{—P}$ /л. Описанный здесь метод заимствован из работ Мерфи и Райли (Murphy and Riley, 1962) и Мартина (Martin, 1972), он дает хорошие результаты в воде любой солености.

Подготовка химической посуды

1. Для работы берут новую посуду.
2. Вливают по 8 мл смешанного реактива (см. «Реактивы») на каждые 100 мл объема посуды, взбалтывают, чтобы раствор омыл стенки.
3. Оставляют на 20 мин.
4. Сливают реактив и тщательно ополаскивают каждый сосуд тридистиллированной водой.
5. Хранят посуду в 0,1%-ном растворе серной кислоты (1 г концентрированной H_2SO_4 на 1 л дистиллированной воды).
6. В дальнейшем посудой можно пользоваться без дополнительной обработки моющими средствами между анализами.

Отбор проб

Пробы воды отбирают в 250-миллилитровые стеклянные флаконы, подготовленные, как описано выше, и сразу закрывают новой алюминиевой фольгой. По возможности анализ проводят не позднее 2 ч после отбора пробы. Мерфи и Райли (Murphy and Riley, 1962) отмечали, что пробы можно законсервировать хлороформом (1 мл на 150 мл), хотя другие исследователи считают этот способ неэффективным (см. Martin, 1972). Быстрозамороженные образцы можно хранить в полиэтиленовых флягах. Хассен-Тойфель и другие (Hassen-Teufel et al., 1963) и Херон (Heron, 1962) обнаружили потерю фосфора из полиэтиленовых фляг, хранившихся при комнатной температуре.

Реактивы

Раствор серной кислоты (5 н.). Приливают 70 мл концентрированной серной кислоты (96%-ная, удельный вес 1,84) приблизительно к 500 мл тридистиллята, затем доводят объем до 1 л. Необходимо соблюдать осторожность!

Раствор молибдата аммония. Растворяют 40 г химически чистого молибдата аммония ($[\text{NH}_4]_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) приблизительно в 900 мл тридистиллята и затем доводят объем до 1 л. Хранят в темноте в полиэтиленовой посуде или в бутылки из бесфосфорного боросиликатного темного стекла (не более 1 ч).

Раствор антимонитартрата калия. Растворяют 1,4 г химически чистого вещества (рвотный винный камень $\text{K}[\text{SbO}]_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \times 0,5\text{H}_2\text{O}$) в тридистилляте и доводят объем до 500 мл. Хранят в бутылки из бесфосфорного стекла (можно несколько месяцев).

Раствор L-аскорбиновой кислоты. Растворяют 1,3 г химически чистого вещества в 75,0 мл тридистиллята.

Смешанный реактив для мытья посуды. 125 мл 5 н. раствора серной кислоты заливают в 250 мл коническую (эрленмейеровскую) колбу и добавляют 12,5 мл раствора антимонитартрата калия. Тщательно перемешивают. Добавляют 37,5 мл молибдата аммония и снова тщательно взбалтывают. Добавляют 75,0 мл L-аскорбиновой кислоты и снова перемешивают. (Хранится в течение суток).

Стандартный раствор фосфата (100 мг $\text{PO}_4\text{—P}$ /л). Растворяют 0,556 г химически чистого фосфатного (просушенного в течение 3 ч при температуре 105°C) дигидрофосфата калия (K_2HPO_4) в дистиллированной воде и доводят объем до 100 мл. Хорошо перемешивают. Разводят 10 мл этого раствора в 1 л дистиллированной воды и добавляют 1 мл хлороформа, чтобы подавить рост бактерий. Хранят в бутылки из бесфосфорного боросиликатного темного стекла (можно несколько месяцев).

Методика

1. Доводят температуру образца воды до комнатной, затем отфильтровывают через 0,45-микронный мембранный фильтр.
2. Отмеряют пробу предположительно содержащую 0,1 мг $\text{PO}_4\text{—P}$, в мерную 50-миллиметровую колбу. Добавляют 8,0 мл смешанного реактива, доводят объем до 50 мл дистиллированной водой и тщательно перемешивают.
3. Приготовляют контроль, отмерив такой же объем образца в 50-миллиметровую мерную колбу, доливают дистиллированной водой до 50 мл и перемешивают.
4. Отмеряют 1,0 мл стандартного раствора (0,1 мг $\text{PO}_4\text{—P}$) в 50-миллиметровую мерную колбу, прибавляют 8 мл смешанного реактива, доводят объем до 50 мл дистиллированной водой и перемешивают.
5. Используя контроль и кюветы размером 2 или 5 см, устанавливают поглощение на 0,00 при длине волны 690 нм на спектрофотометре.
6. Спустя 10 мин, но не позднее чем через 3 ч, определяют и записывают степень поглощения стандартного раствора при указанных параметрах.

7. Устанавливают и записывают степень поглощения образца.
8. Если степень поглощения превышает 1,00, готовят новую пробу (п. 2), взяв меньший объем образца. Если степень поглощения меньше 0,2, берут больший объем. Соответственно изменяют контроль, стандарт остается неизменным.
9. Концентрацию $\text{PO}_4\text{—P}$ (в мг/л) определяют по формуле

$$c_u = c_s V_s A_u / (V_u A_s), \quad (25)$$

где c_u — концентрация $\text{PO}_4\text{—P}$ в исследуемой пробе, мг/л; c_s — концентрация стандартного раствора, мг $\text{PO}_4\text{—P}$ /л; A_u — поглощение исследуемой пробы; A_s — поглощение стандартного раствора; V_u — объем исследуемой пробы, л; V_s — объем стандартного раствора, л.

9.2. Определение содержания аммония (в виде общего $\text{NH}_4\text{—N}$)

Аммоний определяют как общий $\text{NH}_4\text{—N}$ или «аммонийный азот». Чтобы получить концентрацию ионов аммония (NH_4^+), найденное значение умножают на 1,3. Количество общего аммония, которое присутствует в виде аммиака (NH_3), можно определить по табл. 9.1 (для пресной и морской воды), если известны температура,

Таблица 9.1. Содержание свободного аммиака (в %) в пресной (ПВ) и морской (МВ) воде при разных температурах и рН. Соленость морской воды 34‰ при ионной силе раствора 0,701 М*

рН	10 °С		15 °С		20 °С		25 °С	
	ПВ	МВ	ПВ	МВ	ПВ	МВ	ПВ	МВ
7,0	0,19		0,27		0,40		0,55	
7,1	0,23		0,34		0,50		0,70	
7,2	0,29		0,43		0,63		0,88	
7,3	0,37		0,54		0,79		1,10	
7,4	0,47		0,68		0,99		1,38	
7,5	0,59	0,459	0,85	0,665	1,24	0,963	1,73	1,39
7,6	0,74	0,577	1,07	0,836	1,56	1,21	2,17	1,75
7,7	0,92	0,726	1,35	1,05	1,96	1,52	2,72	2,19
7,8	1,16	0,912	1,69	1,32	2,45	1,90	3,39	2,74
7,9	1,46	1,15	2,12	1,66	3,06	2,39	4,24	3,43
8,0	1,83	1,44	2,65	2,07	3,83	2,98	5,28	4,28
8,1	2,29	1,80	3,32	2,60	4,77	3,73	6,55	5,32
8,2	2,86	2,26	4,14	3,25	5,94	4,65	8,11	6,61
8,3	3,58	2,83	5,16	4,06	7,36	5,78	10,00	8,18
8,4	4,46	3,54	6,41	5,05	9,09	7,17	12,27	10,10
8,5	5,55	4,41	7,98	6,28	11,18	8,87	14,97	12,40

* Данные по пресной воде заимствованы из работы Трассела (Trussel, 1972), по морской — из работы Боуера и Бидвелла (Bower and Bidwell, 1978).

pH и соленость образца. Более полные таблицы для пресной воды составлены Эмерсоном и др. (Emerson et al., 1975) и Трасселом (Trussel, 1972), а для морской воды — Боуером и Бидвеллом (Bowen and Bidwell, 1978). Методика, приведенная ниже, заимствована из работы Солорзано (Solozano, 1969), она дает хорошие результаты в воде любой солености. Методика с использованием реактива Несслера при анализе морской воды нуждается в усовершенствовании (Manabe, 1969).

Отбор проб

Образцы воды отбирают в чистые 250-миллилитровые стеклянные флаконы и сразу закрывают новой алюминиевой фольгой. Анализ необходимо выполнять не позднее 2 ч после отбора образца. Дегоббис (Degobbis, 1975) отмечал, что образцы морской воды после добавления фенола в концентрации 0,4 г на 100 мл можно хранить до 2 недель. Применение в качестве консерванта хлороформа, а также быстрого и медленного замораживания признано неудовлетворительным. При хранении в стеклянной посуде без консервантов содержание аммония заметно увеличивается, хранение в полиэтиленовой таре вызывает снижение содержания аммония в воде.

Реактивы

Спиртовой раствор фенола. Растворяют 20,0 г химически чистого фенола в 200 мл 95%-ного (объем/объем) этилового спирта (Фармакопея США).

Нитроферрицианид натрия (0,5%-ный). Растворяют 1 г нитроферрицианида натрия в 200 мл деионизированной воды. Хранят в бутылке из темного стекла в холодильнике (1 мес).

Щелочной раствор. Растворяют 100 г лимоннокислого натрия и 5 г гидроксида натрия в 500 мл деионизированной воды.

Раствор гипохлорита натрия. Используют готовый 1,5 н. раствор гипохлорита.

Раствор окислителя. Смешивают 100 мл раствора лимоннокислого натрия и 25 мл раствора гипохлорита (8 ч).

Стандартный раствор аммония. Растворяют 0,472 г $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ в 1,0 л дистиллированной воды для получения раствора с содержанием $\text{NH}_4\text{—N}$ 100 мг/л.

К 990 мл деионизированной воды прибавляют 10 мл этого раствора для получения нового раствора концентрацией $\text{NH}_4\text{—N}$ 1,0 мг/л. Берут литровую мерную колбу. К 45 мл деионизированной воды прибавляют 5 мл раствора с концентрацией 1,0 мг/л для получения концентрации 0,1 мг $\text{NH}_4\text{—N}/\text{л}$.

Методика

1. Наливают 40 мл образца в 50-миллилитровую мерную колбу.
2. Пипеткой добавляют 2 мл спиртового раствора фенола.
3. Взбалтывают содержимое и последовательно добавляют 2 мл раствора нитроферрицианида натрия и 5 мл раствора окислителя, перемешивают содержимое, после каждой добавки. Доливают в колбу до отметки деионизированную воду, раствор тщательно перемешивают.

4. Готовят контроль с 40 мл деионизированной воды в соответствии с пп. 2 и 3.
5. Наливают 40 мл стандартного раствора, содержащего 0,1 мг $\text{NH}_4\text{—N}$ /л, в мерную колбу. Далее выполняют пп. 2 и 3.
6. Плотнo закрывают колбу во избежание контакта ее содержимого с атмосферным аммиаком. Оставляют на 1 ч при комнатной температуре.
7. Наполняют кювету толщиной более 1 см контрольным раствором и устанавливают поглощение на 0 при длине волны 640 нм. Мутный контрольный раствор содержит 40 мл образца, разведенного до 50 мл деионизированной водой. Если необходимо, можно использовать этот раствор.
8. Устанавливают поглощение стандартного, исследуемого и контрольного растворов.
9. Рассчитывают концентрацию $\text{NH}_4\text{—N}$ по формуле

$$c_u = c_s V_s (A_u - A_t) / (V_u A_s), \quad (26)$$

где c_u — концентрация аммония в исследуемой пробе, мг/л; c_s — концентрация $\text{NH}_4\text{—N}$ в стандартном растворе, мг/л; V_u — объем исследуемого образца, мл; V_s — объем стандартного раствора, мл; A_u — поглощение исследуемого раствора; A_s — поглощение стандартного раствора; A_t — поглощение мутного контрольного раствора.

10. Если поглощение исследуемого раствора очень велико, можно приготовить другие опытный и контрольный образцы меньшего объема.

9.3. Определение содержания нитритов (в виде $\text{NO}_2\text{—N}$)

Нитриты определяют как $\text{NO}_2\text{—N}$ или «нитритный азот». Чтобы найти истинную концентрацию нитритных ионов, полученный результат умножают на 3,3. Приведенная здесь методика заимствована из работы Стрикленда и Парсонса (Strickland and Parsons; 1972) и пригодна для воды любой солености.

Отбор проб

Образцы отбирают в чистые 250-миллилитровые стеклянные флаконы и анализируют не позднее 5 ч после отбора. До анализа образцы хранят в холодильнике.

Реактивы

Раствор сульфаниламида. Растворяют 5 г сульфаниламида в 50 мл раствора концентрированной соляной кислоты примерно в 300 мл дистиллированной воды. Доводят объем смеси до 500 мл дистиллированной водой. (Хранят несколько месяцев.)

Раствор *N*-(1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлорида. Растворяют 0,5 г дигидрохлорида в 500 мл дистиллированной воды. Хранят в темноте, потемневший раствор для анализа непригоден.

Стандартный раствор нитрита. Высушивают химически чистый нитрит натрия при 110°C в сушильном шкафу в течение нескольких часов, затем охлаждают. Растворяют 49,3 г сухого вещества в деионизированной воде и доводят объем до 1,0 л, чтобы получить раствор с концентрацией $\text{NO}_2\text{—N}$ 10 мг/л. Добавляют несколько капель хлороформа, чтобы подавить рост бактерий.

Рабочий стандартный раствор низкой концентрации. Разводят стандартный раствор нитрита, добавив 1 мл стандарта на 1 л деионизированной воды. В каждом миллилитре приготовленной таким образом смеси будет содержаться 1×10^{-3} мг $\text{NO}_2\text{—N}$ /л. Этот раствор следует употреблять только свежим.

Методика

1. Смешивают в 50-миллилитровой мерной колбе по 2 мл раствора сульфаниламида, *N* (1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлорида и 40 мл образца. Доливают до метки деионизированной водой.
2. Готовят стандартные растворы, добавляя в 50-миллилитровые мерные колбы по 1,0; 2,0 и 5,0 мл рабочего стандартного раствора низкой концентрации (см. п. 1). Контрольный опыт ставят с дистиллированной водой.
3. Спустя 10 мин, но не позднее чем через 2 ч, определяют поглощение контрольного раствора при длине волны 543 нм в кюветах толщиной 1 или 2 см.
4. Если поглощение превышает 1,5, готовят образец меньшего объема. На миллиметровой бумаге строят график. По одной оси откладывают концентрацию $\text{NO}_2\text{—N}$, а по другой — степень поглощения для стандартных растворов. По кривой находят значение $\text{NO}_2\text{—N}$ для исследуемого образца и полученный результат делят на объем в литрах, чтобы получить концентрацию в миллиграммах $\text{NO}_2\text{—N}$ /л (для образца объемом 40 мл полученную цифру следует разделить на 0,04).

9.4. Определение содержания нитратов (в виде $\text{NO}_3\text{—N}$)

Нитраты обычно выражают как $\text{NO}_3\text{—N}$ или как «нитратный азот». Чтобы узнать истинную концентрацию ионов (NO_3^-), полученный результат следует умножить на 4,4. Метод восстановления гидразина, приведенный ниже, дает хорошие результаты в воде любой солености (Mullin and Riley, 1955).

Отбор проб

Пробы отбирают так же, как и при определении содержания нитритов (см. раздел 9.3).

Реактивы

Раствор буфера. Смешивают 20 мл раствора гидроокиси натрия и 20 мл фенольного раствора.

Раствор сульфата меди. Растворяют 100 мг пентагидратсульфата меди в 1,0 л деионизированной воды.

Раствор гидразинсульфата. Растворяют 3,625 г гидразинсульфата в 500 мл деионизированной воды. (Хранить можно в течение 2 мес.)

***N*(1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлорид (раствор).** Готовят так же, как и для определения содержания нитритов (см. раздел 9.3).

Фенольный раствор. Растворяют 9,072 г фенола в 200 мл деионизированной воды (хранят 2 мес.).

Раствор восстановителя. Смешивают 20 мл раствора сульфата меди и 20 мл раствора гидразинсульфата.

Раствор гидроокиси натрия. Растворяют 28,35 г. гидроокиси натрия в деионизированной воде. Охлаждают раствор и доводят его объем до 2,0 л (хранят 6 мес.).

Раствор сульфаниламида. Готовят так же, как и для определения содержания нитритов (см. раздел 9.3).

Методика

1. Отмеряют 0,5 мл образца воды в 50-миллилитровую мерную колбу. Добавляют 20 мл деионизированной воды, 2 мл раствора буфера и 1 мл раствора восстановителя.
2. Оставляют при комнатной температуре на 20 ч в темноте.
3. Добавляют по 2 мл *N*(1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлорида и раствора сульфаниламида, доводят объем до метки деионизированной водой. Спустя 10 мин, но не позднее чем через 2 ч, снимают показания спектрофотометра при длине волны 543 нм в кюветах толщиной 1 или 2 см.
4. По стандартной кривой, составленной для нитритов, определяют количество $\text{NO}_3\text{—N}$ (в мг) (раздел 9.3) и делят полученный результат на объем образца (в л), чтобы получить концентрацию $\text{NO}_3\text{—N}$ (в мг/л) (если объем образца составлял 0,5 мл, результат делят на 0,0005).

9.5. Определение щелочности воды

Щелочность можно определить как количество эквивалентов сильной кислоты, необходимое для титрования 1 л воды до $\text{CO}_2\text{—HCO}_3\text{—}^*$. Это то же самое, что и сумма концентраций анионов угольной и других слабых кислот. Метод, описанный здесь, представляет собой модифицированный вариант обычного титрования.

Реактивы

Раствор 0,01 н. HCl. Используют готовый стандартный раствор HCl 0,01 н. Чтобы солености раствора и образца сравнялись, добавляют в кислоту NaCl.

* Например, количество 0,1 н. раствора соляной кислоты (в мл), идущее на титрование 100 мл исследуемой воды, и есть щелочность, выраженная в миллиграмм-эквивалентах.— *Прим. ред.*

Раствор буфера с рН 4. Готовят буфер из выпускаемых таблеток или пользуются готовым раствором с рН 4.

Методика

1. Устанавливают рН-метр и бюретку таким образом, чтобы значения рН можно было снимать в процессе титрования образца.
2. Калибруют рН-метр буферным раствором с рН 4 и согревают образец до комнатной температуры.
3. Отмеряют 50 мл образца в лабораторный стакан.
4. Ставят стакан на магнитную мешалку (устанавливают высокую скорость вращения и небольшую лопасть). Записывают исходный рН. Отмечают первоначальный уровень кислоты (раствор HCl) в бюретке.
5. Титруют с максимальной скоростью до тех пор, пока рН образца не снизится до 4,8. Отмечают разность между начальным уровнем кислоты в бюретке и уровнем после титрования (общее количество кислоты, пошедшее на титрование).
6. Повторяют титрование трижды для каждого образца, по среднему объему устанавливают окончательный результат.
7. Рассчитывают щелочность (в мэкв./л) по следующему уравнению:

$$(A)(B)(1000)/(50) = \text{щелочность}, \quad (27)$$

где A — средний объем кислоты, пошедшей на титрование, мл;
 B — нормальность кислоты.

9.6. Определение солёности (гидрометрический метод)

Определение солёности по удельному весу выполняют в два этапа: определяют удельный вес гидрометром (ареометром) и пересчитывают его в плотность (в г/мл) при 15°С, а затем по данным, полученным на первом этапе, пересчитывают плотность воды в солёность.

Методика

1. Наполняют мерный цилиндр вместимостью 500 мл на две трети исследуемой водой.
2. Одновременно измеряют удельный вес и температуру воды. Удельный вес определяют с точностью до четвертого знака.
3. Делают поправку на стандартную температуру по табл. 9.2. Например, если реальный удельный вес воды составляет 1,022 при температуре 20°С, по табл. 9.2: $1,0220 + 11 = 1,0231$.
4. По табл. 9.3 определяют значение солёности воды. В нашем случае солёность составит 31,2‰.

Таблица 9.2. Поправки на температуру при переводе показаний гидрометра (ареометра) в единицы плотности (Zerbe and Taylor, 1953)

Показание ареометра	Температура воды в мерном цилиндре, °C												
	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,9960													
0,9970													
0,9980													
0,9990	-1	-2	-3	-4	-5	-5	-6	-6	-6	-6	-6	-5	-5
1,0000	-2	-3	-4	-5	-5	-6	-6	-6	-6	-6	-6	-5	-5
1,0010	-3	-4	-4	-5	-6	-6	-6	-7	-7	-6	-6	-5	-5
1,0020	-3	-4	-5	-6	-6	-7	-7	-7	-7	-7	-6	-6	-5
1,0030	-4	-5	-6	-6	-7	-7	-7	-7	-7	-7	-6	-6	-5
1,0040	-4	-5	-6	-7	-7	-7	-8	-8	-7	-7	-7	-6	-6
1,0050	-5	-6	-6	-7	-8	-8	-8	-8	-8	-7	-7	-6	-6
1,0060	-6	-6	-7	-8	-8	-8	-8	-8	-8	-8	-7	-6	-6
1,0070	-6	-7	-8	-8	-8	-8	-8	-8	-8	-8	-7	-7	-6
1,0080	-7	-8	-8	-9	-9	-9	-9	-9	-8	-8	-7	-7	-6
1,0090	-7	-8	-9	-9	-9	-9	-9	-9	-9	-8	-8	-7	-6
1,0100	-8	-9	-9	-10	-10	-10	-10	-9	-9	-8	-8	-7	-6
1,0110	-9	-9	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-9	-9	-8	-7	-6
1,0120	-9	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-9	-8	-7	-7
1,0130	-10	-10	-11	-11	-11	-11	-11	-10	-10	-9	-8	-8	-7
1,0140	-10	-11	-11	-11	-11	-11	-11	-11	-10	-10	-9	-8	-7
1,0150	-11	-11	-12	-12	-12	-12	-11	-11	-10	-10	-9	-8	-7
1,0160	-12	-12	-12	-12	-12	-12	-12	-11	-11	-10	-9	-8	-7
1,0170	-12	-12	-12	-13	-13	-12	-12	-12	-11	-10	-9	-8	-7
1,0180	-13	-13	-13	-13	-13	-13	-12	-12	-11	-10	-9	-8	-7
1,0190	-13	-13	-14	-14	-13	-13	-13	-12	-12	-11	-10	-9	-8
1,0200	-14	-14	-14	-14	-14	-13	-13	-12	-12	-11	-10	-9	-8
1,0210	-14	-14	-14	-14	-14	-14	-13	-13	-12	-11	-10	-9	-8
1,0220	-15	-15	-15	-15	-15	-14	-14	-13	-12	-11	-10	-9	-8
1,0230	-15	-15	-15	-15	-15	-15	-14	-13	-12	-12	-10	-9	-8
1,0240	-16	-16	-16	-16	-15	-15	-14	-14	-13	-12	-11	-10	-8
1,0250	-16	-16	-16	-16	-16	-15	-15	-14	-13	-12	-11	-10	-8
1,0260	-17	-17	-17	-16	-16	-16	-15	-14	-13	-12	-11	-10	-8
1,0270	-18	-17	-17	-17	-17	-16	-15	-14	-14	-12	-11	-10	-9
1,0280	-18	-18	-18	-17	-17	-16	-16	-15	-14	-13	-11	-10	-9
1,0290	-19	-18	-18	-18	-17	-17	-16	-15	-14	-13	-12	-10	-9
1,0300	-19	-19	-19	-18	-18	-17	-16	-15	-14	-13	-12	-10	-9
1,0310	-20	-19	-19	-19	-18	-17	-16	-16	-15	-13	-12	-10	-9

Продолжение табл. 9.2

Показание ареометра	Температура воды в мерном цилиндре, °С											
	11	12	13	14	15	16	17	18	18,5	19	19,5	20
0,9960												
0,9970												
0,9980							3	4	5	6	7	8
0,9990	-4	-3	-2	-1	0	1	3	4	5	6	7	8
1,0000	-4	-3	-2	-1	0	1	3	4	5	6	7	8
1,0010	-4	-3	-2	-1	0	1	3	4	5	6	7	8
1,0020	-4	-3	-2	-1	0	1	3	4	5	6	7	8
1,0030	-4	-3	-2	-1	0	1	3	4	5	6	7	8
1,0040	-5	-4	-3	-1	0	2	3	5	6	6	7	8
1,0050	-5	-4	-3	-1	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0060	-5	-4	-3	-1	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0070	-5	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0080	-5	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0090	-5	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0100	-5	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0110	-5	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0120	-6	-4	-3	-2	0	2	3	5	6	7	8	9
1,0130	-6	-4	-3	-2	0	2	4	5	6	7	8	10
1,0140	-6	-4	-3	-2	0	2	4	5	6	8	9	10
1,0150	-6	-4	-3	-2	0	2	4	5	6	8	9	10
1,0160	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0170	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0180	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0190	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0200	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0210	-6	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	10
1,0220	-7	-5	-3	-2	0	2	4	6	7	8	9	11
1,0230	-7	-5	-4	-2	0	2	4	6	7	8	9	11
1,0240	-7	-5	-4	-2	0	2	4	6	7	8	10	11
1,0250	-7	-5	-4	-2	0	2	4	6	7	8	10	11
1,0260	-7	-5	-4	-2	0	2	4	6	7	9	10	11
1,0270	-7	-5	-4	-2	0	2	4	6	7	9	10	11
1,0280	-7	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	9	10	11
1,0290	-7	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	9	10	11
1,0300	-7	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	9	10	12
1,0310	-8	-6	-4	-2	0	4	4					

Продолжение табл. 9.2

Показание ареометра	Температура воды в мерном цилиндре, °С													
	20,5	21	21,5	22	22,5	23	23,5	24	24,5	25	25,5	26	23,5	
0,9960												19	20	21
0,9970			10	11	12	14	15	16	17	18	19	20	22	
0,9980	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	21	22	
0,9990	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21	22	
1,0000	9	10	11	12	13	14	15	16	17	19	20	21	22	
1,0010	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20	21	23	
1,0020	9	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	22	23	
1,0030	9	10	11	12	13	15	16	17	18	19	21	22	23	
1,0040	9	10	11	12	14	15	16	17	18	20	21	22	23	
1,0050	10	11	12	13	14	15	16	17	19	20	21	22	24	
1,0060	10	11	12	13	14	15	16	18	19	20	21	23	24	
1,0070	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20	21	23	24	
1,0080	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	22	23	24	
1,0090	10	11	12	13	15	16	17	18	19	21	22	23	25	
1,0100	10	11	12	14	15	16	17	18	20	21	22	24	25	
1,0110	10	12	13	14	15	16	17	19	20	21	22	24	25	
1,0120	10	12	13	14	15	16	18	19	20	21	23	24	25	
1,0130	11	12	13	14	15	16	18	19	20	22	23	24	26	
1,0140	11	12	13	14	15	17	18	19	20	22	23	24	26	
1,0150	11	12	13	14	16	17	18	20	21	22	23	25	26	
1,0160	11	12	13	14	16	17	18	20	21	22	24	25	26	
1,0170	11	12	13	15	16	17	18	20	21	22	24	25	27	
1,0180	11	12	14	15	16	17	19	20	21	23	24	25	27	
1,0190	11	12	14	15	16	18	19	20	21	23	24	26	27	
1,0200	11	13	14	15	16	18	19	20	22	23	24	26	27	
1,0210	12	13	14	15	17	18	19	21	22	23	25	26	27	
1,0220	12	13	14	15	17	18	19	21	22	23	25	26	28	
1,0230	12	13	14	16	17	18	20	21	22	24	25	26	28	
1,0240	12	13	14	16	17	18	20	21	22	24	25	27	28	
1,0250	12	13	15	16	17	18	20	21	23	24	25	27	28	
1,0260	12	13	15	16	17	19	20	22	23	24	26	27	29	
1,0270	12	14	15	16	17	19	20	22	23	24	26	27	29	
1,0280	12	14	15	16	18	19	20	22	23	25	26	28	29	
1,0290	13	14	15	16	18	19	21	22	23					
1,0300	13	14	15	16	18									
1 0310														

Показание ареометра	Температура воды в мерном цилиндре, °C												
	27	27,5	28	28,5	29	29,5	30	30,5	31	31,5	32	32,5	33
0,9960	23	24	25	27	28	29	31	32	34	35	37	38	40
0,9970	23	24	26	27	28	30	31	33	34	36	37	39	40
0,9980	23	25	26	27	29	30	31	33	34	36	38	39	41
0,9990	24	25	26	28	29	30	32	33	35	36	38	39	41
1,0000	24	25	26	28	29	31	32	34	35	37	38	40	41
1,0010	24	25	27	28	30	31	32	34	35	37	39	40	42
1,0020	24	26	27	28	30	31	33	34	36	37	39	41	42
1,0030	25	26	27	29	30	32	33	35	36	38	39	41	42
1,0040	25	26	28	29	30	32	33	35	36	38	40	41	43
1,0050	25	26	28	29	31	32	34	35	37	38	40	42	43
1,0060	25	27	28	30	31	32	34	36	37	39	40	42	44
1,0070	26	27	28	30	31	33	34	36	38	39	41	42	44
1,0080	26	27	29	30	32	33	35	36	38	39	41	43	44
1,0090	26	28	29	30	32	33	35	36	38	40	41	43	45
1,0100	26	28	29	31	32	34	35	37	38	40	42	43	45
1,0110	27	28	30	31	32	34	36	37	39	40	42	44	45
1,0120	27	28	30	31	33	34	36	37	39	41	42	44	45
1,0130	27	29	30	32	33	35	36	38	39	41	43	44	46
1,0140	27	29	30	32	33	35	36	38	40	41	43	45	46
1,0150	28	29	31	32	34	35	37	38	40	42	43	45	47
1,0160	28	29	31	32	34	35	37	39	40	42	44	45	47
1,0170	28	30	31	33	34	36	37	39	40	42	44	46	47
1,0180	28	30	31	33	34	36	38	39	41	42	44	46	48
1,0190	29	30	32	33	35	36	38	39	41	43	44	46	48
1,0200	29	30	32	33	35	37	38	40	41	43	45	47	48
1,0210	29	31	32	34	35	37	38	40	42	43	45	47	49
1,0220	29	31	32	34	36	37	39	40	42	44	45	47	49
1,0230	30	31	33	34	36	37	39	41	42	44	46	47	49
1,0240	30	31	33	34	36	37	39	41	42	44	46	48	49
1,0250	30	31	33	35	36	38	39	41	43	44	46	48	50
1,0260	30	32	33	35	37	38	40	41	43	45	46	48	50
1,0270	30	32	34	35	37	38	40						
1,0280	31	32											
1,0290													
1,0300													
1,0310													

Т а б л и ц а 9.3. **Определение солености по плотности воды***
(Zerbe and Taylor, 1953)

Плотность	Соленость	Плотность	Соленость	Плотность	Соленость	Плотность	Соленость
0,9991	0,0	1,0031	5,1	1,0071	10,3	1,0111	15,6
0,9992	0,0	1,0032	5,2	1,0072	10,5	1,0112	15,7
0,9993	0,2	1,0033	5,4	1,0073	10,6	1,0113	15,8
0,9994	0,3	1,0034	5,5	1,0074	10,7	1,0114	16,0
0,9995	0,4	1,0035	5,6	1,0075	10,8	1,0115	16,1
0,9996	0,6	1,0036	5,8	1,0076	11,0	1,0116	16,2
0,9997	0,7	1,0037	5,9	1,0077	11,1	1,0117	16,3
0,9998	0,8	1,0038	6,0	1,0078	11,2	1,0118	16,5
0,9999	0,9	1,0039	6,2	1,0079	11,4	1,0119	16,6
1,0000	1,1	1,0040	6,3	1,0080	11,5	1,0120	16,7
1,0001	1,2	1,0041	6,4	1,0081	11,6	1,0121	16,9
1,0002	1,3	1,0042	6,6	1,0082	11,8	1,0122	17,0
1,0003	1,5	1,0043	6,7	1,0083	11,9	1,0123	17,1
1,0004	1,6	1,0044	6,8	1,0084	12,0	1,0124	17,3
1,0005	1,7	1,0045	6,9	1,0085	12,2	1,0125	17,4
1,0006	1,9	1,0046	7,1	1,0086	12,3	1,0126	17,5
1,0007	2,0	1,0047	7,2	1,0087	12,4	1,0127	17,7
1,0008	2,1	1,0048	7,3	1,0088	12,6	1,0128	17,8
1,0009	2,2	1,0049	7,5	1,0089	12,7	1,0129	17,9
1,0010	2,4	1,0050	7,6	1,0090	12,8	1,0130	18,0
1,0011	2,5	1,0051	7,7	1,0091	12,9	1,0131	18,2
1,0012	2,6	1,0052	7,9	1,0092	13,1	1,0132	18,3
1,0013	2,8	1,0053	8,0	1,0093	13,2	1,0133	18,4
1,0014	2,9	1,0054	8,1	1,0094	13,3	1,0134	18,6
1,0015	3,0	1,0055	8,2	1,0095	13,5	1,0135	18,7
1,0016	3,2	1,0056	8,4	1,0096	13,6	1,0136	18,8
1,0017	3,3	1,0057	8,5	1,0097	13,7	1,0137	19,0
1,0018	3,4	1,0058	8,6	1,0098	13,9	1,0138	19,1
1,0019	3,5	1,0059	8,8	1,0099	14,0	1,0139	19,2
1,0020	3,7	1,0060	8,9	1,0100	14,1	1,0140	19,3
1,0021	3,8	1,0061	9,0	1,0101	14,2	1,0141	19,5
1,0022	3,9	1,0062	9,2	1,0102	14,4	1,0142	19,6
1,0023	4,1	1,0063	9,3	1,0103	14,5	1,0143	19,7
1,0024	4,2	1,0064	9,4	1,0104	14,6	1,0144	19,9
1,0025	4,3	1,0065	9,6	1,0105	14,8	1,0145	20,0
1,0026	4,5	1,0066	9,7	1,0106	14,9	1,0146	20,1
1,0027	4,6	1,0067	9,8	1,0107	15,0	1,0147	20,3
1,0028	4,7	1,0068	9,9	1,0108	15,2	1,0148	20,4
1,0029	4,8	1,0069	10,1	1,0109	15,3	1,0149	20,5
1,0030	5,0	1,0070	10,2	1,0110	15,4	1,0150	20,6

* Плотность воды при 15° С; соленость — в промилле.

Продолжение табл. 9.3

Плотность	Соленость	Плотность	Соленость	Плотность	Соленость	Плотность	Соленость
1,0151	20,8	1,0194	26,4	1,0236	31,9	1,0279	37,5
1,0152	20,9	1,0195	26,5	1,0237	32,0	1,0280	37,6
1,0153	21,0			1,0238	32,1		
1,0154	21,2	1,0196	26,7	1,0239	32,3	1,0281	37,7
1,0155	21,3	1,0197	26,8	1,0240	32,4	1,0282	37,9
		1,0198	26,9			1,0283	38,0
1,0156	21,4	1,0199	27,1	1,0241	32,5	1,0284	38,1
1,0157	21,6	1,0200	27,2	1,0242	32,7	1,0285	38,2
1,0158	21,7			1,0243	32,8		
1,0159	21,8	1,0201	27,3	1,0244	32,9	1,0286	38,4
1,0160	22,0	1,0202	27,5	1,0245	33,1	1,0287	38,5
1,0161	22,1	1,0203	27,6	1,0246	33,2	1,0288	38,6
1,0162	22,2	1,0204	27,7	1,0247	33,3	1,0289	38,8
1,0163	22,4	1,0205	27,8	1,0248	33,5	1,0290	38,9
1,0164	22,5	1,0206	28,0	1,0249	33,6	1,0291	39,0
1,0165	22,6	1,0207	28,1	1,0250	33,7	1,0292	39,2
1,0166	22,7	1,0208	28,2	1,0251	33,8	1,0293	39,3
1,0167	22,9	1,0209	28,4	1,0252	34,0	1,0294	39,4
1,0168	23,0	1,0210	28,5	1,0253	34,1	1,0295	39,6
1,0169	23,1			1,0254	34,2	1,0296	39,7
1,0170	23,3	1,0211	28,6	1,0255	34,4	1,0297	39,8
		1,0212	28,8				
1,0171	23,4	1,0213	28,9	1,0256	34,5	1,0298	39,9
1,0172	23,5	1,0214	29,0	1,0257	34,6	1,0299	40,1
1,0173	23,7	1,0215	29,1	1,0258	34,8	1,0300	40,2
1,0174	23,8			1,0259	34,9		
1,0175	23,9	1,0216	29,3	1,0260	35,0	1,0301	40,3
		1,0217	29,4			1,0302	40,4
1,0176	24,1	1,0218	29,5	1,0261	35,1	1,0303	40,6
1,0177	24,2	1,0219	29,7	1,0262	35,3	1,0304	40,7
1,0178	24,3	1,0220	29,8	1,0263	35,4	1,0305	40,8
1,0179	24,4			1,0264	35,5	1,0306	41,0
1,0180	24,6	1,0221	29,9	1,0265	35,7	1,0307	41,1
		1,0222	30,1			1,0308	41,2
1,0181	24,7	1,0223	30,2	1,0266	35,8	1,0309	41,4
1,0182	24,8	1,0224	30,3	1,0267	35,9	1,0310	41,5
1,0183	25,0	1,0225	30,4	1,0268	36,0	1,0311	41,6
1,0184	25,1			1,0269	36,2	1,0312	41,7
1,0185	25,2	1,0226	30,6	1,0270	36,3	1,0313	41,9
		1,0227	30,7			1,0314	42,0
1,0186	25,4	1,0228	30,8	1,0271	36,4	1,0315	42,1
1,0187	25,5	1,0229	31,0	1,0272	36,6		
1,0188	25,6	1,0230	31,1	1,0273	36,7	1,0316	42,3
1,0189	25,8			1,0274	36,8	1,0317	42,4
1,0190	25,9	1,0231	31,2	1,0275	37,0	1,0318	42,5
		1,0232	31,4			1,0319	42,7
1,0191	26,0	1,0233	31,5	1,0276	37,1	1,0320	42,8
1,0192	26,1	1,0234	31,6	1,0277	37,2		
1,0193	26,3	1,0235	31,8	1,0278	37,3		

9.7. Определение содержания растворенного кислорода в воде

Изложенный здесь метод определения содержания растворенного в воде кислорода титрованием заимствован из разработок Американской гидрологической ассоциации (American Water Works Association, 1976). Уровень насыщения воды кислородом при различных температурах и солености приведен в табл. 9.4.

Таблица 9.4. Содержание растворенного кислорода (в мг/л) при насыщении в пресной, солоноватой и морской воде при разной температуре *

Температура, °С	Содержание кислорода, %										
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
1	14,24	13,87	13,54	13,22	12,91	12,59	12,29	11,99	11,70	11,42	11,15
2	13,84	13,50	13,18	12,88	12,56	12,26	11,98	11,69	11,40	11,13	10,86
3	13,45	13,14	12,84	12,55	12,25	11,96	11,68	11,39	11,12	10,85	10,59
4	13,09	12,79	12,51	12,22	11,93	11,65	11,38	11,10	10,83	10,59	10,34
5	12,75	12,45	12,18	11,91	11,63	11,36	11,09	10,83	10,57	10,33	10,10
6	12,44	12,15	11,86	11,60	11,33	11,07	10,82	10,56	10,32	10,09	9,86
7	12,13	11,85	11,58	11,32	11,06	10,82	10,56	10,32	10,07	9,84	9,63
8	11,85	11,56	11,29	11,05	10,80	10,56	10,32	10,07	9,84	9,61	9,40
9	11,56	11,29	11,02	10,77	10,54	10,30	10,07	9,84	9,61	9,40	9,20
10	11,29	11,03	10,77	10,53	10,30	10,07	9,84	9,61	9,40	9,20	9,00
11	11,05	10,77	10,53	10,29	10,07	9,84	9,63	9,41	9,20	9,00	8,80
12	10,80	10,53	10,29	10,06	9,84	9,63	9,41	9,21	9,00	8,80	8,61
13	10,56	10,30	10,07	9,84	9,63	9,41	9,21	9,01	8,81	8,61	8,42
14	10,33	10,07	9,86	9,63	9,41	9,21	9,01	8,81	8,62	8,44	8,25
15	10,10	9,86	9,64	9,43	9,23	9,03	8,83	8,64	8,44	8,27	8,09
16	9,89	9,66	9,44	9,24	9,03	8,84	8,64	8,47	8,28	8,11	7,94
17	9,67	9,46	9,26	9,05	8,85	8,65	8,47	8,30	8,11	7,94	7,78
18	9,47	9,27	9,07	8,87	8,67	8,48	8,31	8,14	7,97	7,79	7,64
19	9,28	9,08	8,88	8,68	8,50	8,31	8,15	7,98	7,78	7,65	7,49
20	9,11	8,90	8,70	8,51	8,32	8,15	7,99	7,84	7,66	7,51	7,36
21	8,93	8,72	8,54	8,35	8,17	7,99	7,84	7,69	7,52	7,38	7,23
22	8,75	8,55	8,38	8,19	8,02	7,85	7,69	7,54	7,39	7,25	7,11
23	8,60	8,40	8,22	8,04	7,87	7,71	7,55	7,41	7,26	7,12	6,99
24	8,44	8,25	8,07	7,89	7,72	7,56	7,42	7,28	7,13	6,99	6,86
25	8,27	8,09	7,92	7,75	7,58	7,44	7,29	7,15	7,01	6,88	6,75
26	8,12	7,94	7,78	7,62	7,45	7,31	7,16	7,03	6,89	6,76	6,63
27	7,98	7,79	7,64	7,49	7,32	7,18	7,03	6,91	6,78	6,65	6,52
28	7,84	7,65	7,51	7,36	7,19	7,06	6,92	6,79	6,66	6,53	6,49
29	7,69	7,52	7,38	7,23	7,08	6,95	6,82	6,68	6,55	6,42	6,29
30	7,56	7,39	7,25	7,12	6,96	6,83	6,70	6,58	6,45	6,32	6,10

* Рассчитано по данным Мюррея и Райли (Murray and Riley, 1969).

Отбор проб

Образцы отбирают в 300-миллилитровые стеклянные флаконы с притертыми пробками. Воду в флаконы наливают сифоном из отрезка компрессорного шланга, следят, чтобы на вытоке конец шланга был полностью погружен в воду. Воду из аквариума в флакон следует наливать таким образом, чтобы из него перелилось 3—4 объема. Закрывая флакон пробкой, следят, чтобы в него не попал воздух. Анализ необходимо сделать не позднее чем через 2 ч.

Реактивы

Раствор сульфата марганца. Любой из указанных сульфатов (48 г $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; 40 г $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ или 36,4 г $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) растворяют в небольшом объеме дистиллированной воды, раствор фильтруют и доводят объем до 100 мл.

Раствор алкалийодидазида. Растворяют 50 г NaOH (или 70 г KOH) и 15 г KI в дистиллированной воде и доводят объем до 100 мл. Добавляют 1 г NaN_3 , растворенного в 4 мл дистиллированной воды.

Раствор крахмала. Смешивают в химическом стакане 0,5—0,6 г крахмала с небольшим количеством дистиллированной воды. Заливают кипятком и ставят на мешалку, продолжают кипятить раствор в течение нескольких минут. Для сохранности добавляют несколько капель хлороформа.

Стандартный раствор тиосульфата натрия. Растворяют 2,48 г $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ в кипяченой охлажденной дистиллированной воде. Разводят до 100 мл дистиллированной водой и добавляют 0,5 мл хлороформа для сохранности.

Стандартный титрованный раствор тиосульфата натрия (0,025н.). Разводят 25 мл маточного раствора тиосульфата натрия до 100 мл дистиллированной водой. Добавляют 0,5 мл хлороформа. 1 мл титрованного раствора = 0,20 мг $\text{O}_2/\text{мл}$.

Серная кислота концентрированная (36,0 н.).

Стандартный раствор бихромата калия (0,025 н.). Высушивают небольшое количество $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ в сушильном шкафу в течение 2 ч при температуре 103°C . Отвешивают 0,0225 г и растворяют в 100-миллилитровой мерной колбе дистиллированной водой.

Стандартизация

1. Растворяют 2,0 г KI в 100—150 мл дистиллированной воды. Добавляют 10,0 мл раствора, состоящего из 1 части серной кислоты и 9 частей дистиллированной воды.
2. Добавляют 20,0 мл стандартного раствора бихромата калия.
3. Разводят до 400 мл дистиллированной водой и титруют тиосульфатным титрованным раствором. Перед концом титрования, когда раствор приобретает бледно-желтый цвет, добавляют крахмал (1—2 мл). Если титр тиосульфата соответствует 0,025 н., то его потребуется 20 мл.

Методика

1. Добавляют в стеклянную емкость с исследуемой водой по 2 мл сульфата марганца и раствора алкалийодидазида. Кончик пипетки должен быть погружен в воду.

2. Закрывают емкость пробкой, не допуская попадания в нее воздуха. Несколько раз переворачивают емкость, каждый раз давая осадку осесть наполовину. При анализе солоноватой и морской воды затем делают 10-минутный перерыв.
3. Добавляют 2 мл серной кислоты, помещают конец пипетки в горло емкости, чтобы кислота свободно стекала внутрь. Снова закрывают сосуд и переворачивают его несколько раз, пока осадок не растворится.
4. Наливают 200 мл образца в химический стакан. Титруют титрованным раствором тиосульфата натрия до появления бледно-желтой окраски. Добавляют 1—2 мл раствора крахмала и продолжают титрование до исчезновения бледно-голубого цвета. После добавления крахмала приливают тиосульфат по каплям и тщательно взбалтывают раствор, чтобы точно определить конец титрования. 1 мл тиосульфата, пошедшего на титрование, соответствует 1,0 мг O_2 /л.

Если во время стандартизации на титрование пошло не точно 20 мл (п. 2), то истинное содержание кислорода в исследуемом образце определяют по формуле

$$\text{мг } O_2/\text{л} = 10T_u/T_c, \quad (28)$$

где T_u — объем титрованного раствора, пошедший на титрование образца; T_c — истинный объем титрованного раствора, использованный при стандартизации.

Список использованной литературы

- American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation.
1975 Standard methods for the examination of water and wastewater, 14th ed. Am. Pub. Health Assoc., Washington, D. C., 1193 pp.
- Amlacher, E., D. A. Conroy, and R. L. Herman.
1970 Textbook of fish diseases. TFH Publ., Neptune City, N. J., 302 pp.
- Anderson, D. P.
1974 Diseases of fishes: fish immunology. TFH Publ., Neptune City, N. J., 239 pp.
- Anikouchine, W. A. and R. W. Sternberg.
1973 The world ocean: an introduction to oceanography. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N. J., 338 pp.
- Anonymous.
1971 Starting with sea water. II. Aeration and filtration. **Petfish Mon.** 6: 21—22.
- Anthonisen, A. C., R. C. Loehr, T. B. S. Prakasam, and E. G. Srinath.
1976 Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **J. Water Pollut. Control Fed.** 48: 835—852.
- Armstrong, D. A., D. Chippendale, A. W. Knight, and J. E. Colt.
1978 Interaction of ionized and un-ionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, **Macrobrachium rosenbergii**. **Biol. Bull.** 154: 15—31.
- Armstrong, D. A., M. J. Stephenson, and A. W. Knight.
1976 Acute toxicity of nitrite to larvae of the giant Malaysian prawn, **Macrobrachium rosenbergii**. **Aquaculture** 9: 39—46.
- Arnon, D. I. and P. R. Stout.
1939 The essentiality of certain elements in minute quantity for plants, with special reference to copper. **Plant Physiol.** 14: 371—375.
- Baines, G. W.
1975 Blood pH effects in eight fishes from the teleostean family Scorpaenidae. **Comp. Biochem. Physiol.** 51A: 833—843.
- Baker, J. T. P.
1969 Histological and electron microscopical observations on copper poisoning in the winter flounder (**Pseudopleuronectes americanus**). **J. Fish. Res. Board Can.** 26: 2785—2793.
- Barber, R. T.
1966 Interaction of bubbles and bacteria in the formation of organic aggregates in sea water. **Nature** 211: 257—258.
- Barcelona, M. J., T. R. Tosteson, and D. K. Atwood.
1976 Study of organic-calcium interactions: gypsum precipitation in tropical surface waters. **Mar. Chem.** 4: 89—92.
- Barica, J.
1973 Reliability of an ammonia probe for electrometric determination of total ammonia nitrogen in fish tanks. **J. Fish. Res. Board Can.** 30: 1389—1392.
- Basu, S. P.
1959 Active respiration of fish in relation to ambient concentra-

- tions of oxygen and carbon dioxide. **J. Fish. Res. Board Can.** 16: 175—212.
- Batoosingh, E., G. A. Riley, and B. Keshwar.
1969 An analysis of experimental methods for producing particulate organic matter in sea water by bubbling. **Deep-Sea Res.** 16: 213—219.
- Battelle Memorial Institute.
1969 Ammonia removal from agricultural runoff and secondary effluents by selected ion exchange. Report No. TWRC-5, Fed. Water Pollut. Control Adm., Cincinnati, 52 pp.
- Baylor, E. R., W. H. Sutcliffe, and D. S. Hirschfield.
1962 Adsorption of phosphate onto bubbles. **Deep-Sea Res.** 9: 120—124.
- Berner, R. A.
1968 Calcium carbonate concretions formed by the decomposition of organic matter. **Science** 159: 195—197.
- Berner, R. A.
1975 The role of magnesium in the crystal growth of calcite and aragonite from sea water. **Geochim. Cosmochim. Acta.** 39: 489—504.
- Black, E. C., F. E. J. Fry, and V. S. Black.
1954 The influence of carbon dioxide on the utilization of oxygen by some freshwater fish. **Can. J. Zool.** 32: 408—420.
- Bowen, H. J. M.
1966 Trace elements in biochemistry. Academic Press, New York, 241 pp.
- Bower, C. E. and J. P. Bidwell.
1978 Ionization of ammonia in seawater: effects of temperature, pH, and salinity. **J. Fish. Res. Board Can.** 35: 1012—1016.
- Breder, C. M. Jr. and H. W. Smith.
1932 On use of sodium bicarbonate and calcium in the rectification of sea-water aquaria. **J. Mar. Biol. Assoc. N. S.** 18: 199—200.
- Brett, J. R.
1956 Some principles in the thermal requirements of fishes. **Quart. Rev. Biol.** 31: 75—87.
- Brockway, D. R.
1950 Metabolic products and their effects. **Prog. Fish-Cult.** 12: 127—129.
- Brown, D. A. and D. J. McLeay.
1975 Effect of nitrite on methemoglobin and total hemoglobin of juvenile rainbow trout. **Prog. Fish-Cult.** 37: 36—38.
- Buelow, R. W., K. L. Kropp, J. Withered, and J. M. Symons.
1975 Nitrate removal by anion-exchange resins. **J. Am. Water Works Assoc.** 67: 528—534.
- Burkhalter, D. E. and C. M. Kaya.
1977 Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Trans. Amer. Fish. Soc.** 106: 470—475.
- Burton, D. T., A. H. Jones, and J. Cairns Jr.
1972 Acute zinc toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*): confirmation of the hypothesis that death is related to tissue hypoxia. **J. Fish. Res. Board Can.** 29: 1463—1466.
- Bullock, G. L.

- 1971 Diseases of fishes, book 2B: the identification of fish pathogenic bacteria. TFH Publ., Neptune City, N. J., 41 pp.
- Bullock, G. L., D. A. Conroy, and S. F. Snieszko.
1971 Diseases of fishes, book 2A: bacterial diseases of fishes. TFH Publ., Neptune City, N. J., 151 pp.
- Bullock, G. L. and H. M. Stuckey.
1977 Ultraviolet treatment of water for destruction of five gram-negative bacteria pathogenic to fishes. **J. Fish. Res. Board Can.** 34: 1244—1249.
- Cardeilhac, P. T. and E. R. Hall.
1977 Acute copper poisoning of cultured marine teleosts. **Am. J. Vet. Res.** 38: 525—527.
- Castro, W. E., B. Zelinski, and P. A. Sandifer.
1975 Performance characteristics of airlift pumps of short length and small diameter. **Proc. 6th Ann. Meet. World Maricult Soc.**, J. W. Avault Jr. and R. Miller (eds.). World Maricult. Soc., La. State Univ., Baton Rouge, pp. 451—461.
- Chave, K. E.
1965 Calcium carbonate: association with organic matter in surface seawater. **Science** 148: 1723—1724.
- Chave, K. E., K. S. Deffeyes, P. K. Weyl, R. M. Garrels, and M. E. Thompson.
1962 Observations on the solubility of skeletal carbonates in aqueous solutions. **Science** 137: 33—34.
- Chave, K. E. and E. Suess.
1967 Suspended minerals in seawater. **Trans. N. Y. Acad. Sci. (Ser. II)** 29: 991—1000.
- Chave, K. E. and E. Suess.
1970 Calcium carbonate saturation in seawater: effects of dissolved organic matter. **Limnol. Oceanogr.** 15: 633—637.
- Christensen, G. M.
1971/1972 Effects of metal cations and other chemicals upon the *in vitro* activity of two enzymes in the blood plasma of the white sucker, *Catostomus commersoni* (Lacepede). **Chem.-Biol. Interactions** 4: 351—361.
- Collins, H. T., J. B. Gratzek, D. L. Dawe, and T. G. Nemetz.
1975 Effects of parasiticides on nitrification. **J. Fish. Res. Board Can.** 32: 2033—2037.
- Collins, M. T., J. B. Gratzek, D. L. Dawe, and T. G. Nemetz.
1976 Effects of antibacterial agents on nitrification in an aquatic recirculating system. **J. Fish. Res. Board Can.** 33: 215—218.
- Conrad, J. F., R. A. Holt, and T. D. Kreps.
1975 Ozone disinfection of flowing water. **Prog. Fish-Cult.** 37: 134—135.
- Conroy, D. A.
1968 Partial bibliography on the bacterial diseases of fish: an annotated bibliography for the years 1870—1966. FAO Fish. Tech. Pap. No. 73, Food Agric. Organ., U. N., Rome, 75 pp.
- Cooper, L. H. N.
1932 On the effect of long continued additions of lime to aquarium sea-water. **J. Mar. Biol. Assoc. N. S.** 18: 201—202.
- Crawford, R. E. and G. H. Allen.
1977 Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. **Trans. Am. Fish. Soc.** 106: 105—109.

- Crawshaw, L. I.**
1977 Physiological and behavioral reactions of fishes to temperature change. **J. Fish. Res. Board Can.** 34: 730—734.
- Craft, T. F.**
1966 Review of rapid sand filtration theory. **J. Am. Water Works Assoc.** 58: 428—439.
- Culp, G. and A. Slechta.**
1966 Nitrogen removal from waste effluents. **Public Works** 97: 90—91.
- Davey, E. W., J. H. Gentile, S. J. Erickson, and P. Betzer.**
1970 Removal of trace metals from marine culture media. Pap. presented at 33rd Ann. Meet., Am. Soc. Limnol. Oceanogr., Univ. R. I., Providence.
- Dejours, P., A. Toulmond, and J. P. Truchot.**
1977 The effect of hyperoxia on the breathing of marine fishes. **Comp. Biochem. Physiol.** 58A: 409—411.
- Doudoroff, P. and M. Katz.**
1953 Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. II. The metals as salts. **Sewage Ind. Wastes** 25: 802—839.
- Downing, K. M. and J. C. Merkens.**
1955 The influence of dissolved-oxygen concentration on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). **Ann. Appl. Biol.** 43: 243—246.
- Duijn, C. van Jr.**
1973 Diseases of fish, 3rd ed. Iliffe Books, London, 372 pp.
- Dulin, M. P.**
1976 Diseases of marine aquarium fishes. TFH Publ., Neptune City, N. J., 128 pp.
- Eddy, F. B., J. P. Lomholt, R. E. Weber, and K. Johansen.**
1977 Blood respiratory properties of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) kept in water of high CO₂ tension. **J. Exp. Biol.** 67: 37—48.
- Eliassen, R. B. M. Wyckoff, and C. D. Tonkin.**
1965 Ion exchange for reclamation of reusable supplies. **J. Am. Water Works Assoc.** 57: 1113—1122.
- Ellis, M. M.**
1937 Detection and measurement of stream pollution. **Bull. Bur. Fish.** 48: 365—437.
- Emerson, K., R. C. Russo, R. E. Lund, and R. V. Thurston.**
1975 Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **J. Fish. Res. Board Can.** 32: 2379—2383.
- Epifanio, C. E. and R. F. Srna.**
1975 Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginica*. **Mar. Biol.** 33: 241—246.
- Evans, D. H.**
1973 Sodium uptake by the sailfin molly, *Poecilia latipinna*: kinetic analysis of a carrier system present in both freshwater-acclimated and seawater-acclimated individuals. **Comp. Biochem. Physiol.** 45A: 843—850.
- Evans, D. H.**
1975 The effects of various external cations and sodium transport inhibitors on sodium uptake by the sailfin molly, *Poecilia*

- latipinna, acclimated to sea water. **J. Comp. Physiol.** 96B: 111—115.
- Farooq, S., E. S. K. Chian, and R. S. Englebrecht.
1977a Basic concepts in disinfection with ozone. **J. Water Pollut. Control Fed.** 49: 1818—1831.
- Farooq, S. R. S. Englebrecht, and E. S. K. Chian.
1977b Influence of temperature and U. V. light on disinfection with ozone. **Water Res.** 11: 737—741.
- Fitzgerald, G. P.
1963 Factors affecting the toxicity of copper to algae and fish. **Proc. Am. Chem. Soc. Meet.**, New York, pp. 21—24.
- Folk, R. L.
1974 The natural history of crystalline calcium carbonate: effect of magnesium content and salinity. **J. Sediment. Petr.** 44: 40—53.
- Frisch, N. W. and R. Kunin.
1960. Organic fouling of anion-exchange resins. **J. Am. Water Works Assoc.** 52: 875—887.
- Fromm, P. O. and J. R. Gillette.
1968 Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Comp. Biochem. Physiol.** 26: 887—896.
- Fry, F. E. J.
1947 Effects of environment on animal activity. **Publ. Ont. Fish. Res. Lab.** 68: 1—62.
- Fry, F. E. J. and J. S. Hart.
1948 The relation of temperature to oxygen consumption in the goldfish. **Biol. Bull.** 94: 66—77.
- Gardner, G. R. and G. LaRoche.
1973 Copper induced lesions in estuarine teleosts. **J. Fish. Res. Board Can.** 30: 363—368.
- Gilbert, T. R. and A. M. Clay.
1973 Determination of ammonia in aquaria and in sea water using the ammonia electrode. **Anal. Chem.** 45: 1758—1759.
- Grasshoff, K. (ed.).
1976 Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, 317 pp.
- Green, A. A. and R. W. Root.
1933 The equilibrium between hemoglobin and oxygen in the blood of certain fishes. **Biol. Bull.** 64: 383—404.
- Gundersen, K. and C. W. Mountain.
1973 Oxygen utilization and pH changes in the ocean resulting from biological nitrate formation. **Deep-Sea Res.** 20: 1083—1091.
- Hall, F. G. and F. H. McCutcheon.
1938 The affinity of hemoglobin for oxygen in marine fishes. **J. Cell. Comp. Physiol.** 11: 205—212.
- Hampson, B. L.
1976 Ammonia concentration in relation to ammonia toxicity during a rainbow trout rearing experiment in a closed fresh-water-seawater system. **Aquaculture** 9: 61—70.
- Hassen-Teufel, W. R., Jagitsch, and F. F. Koczy.
1963 Impregnation of glass surface against sorption of phosphate traces. **Limnol. Oceanogr.** 8: 152—156.

- Herald, E. S., R. P. Dempster, and M. Hunt.
1970 Ultraviolet sterilization of aquarium water. **Drum and Croaker** (Spec. ed.), U. S. Dept. Inter., W. Hagen (ed.), pp. 57—71.
- Heron, J.
1962 Determination of phosphate in water after storage in polyethylene. **Limnol. Oceanogr.** 7: 316—321.
- Hirayama, K.
1965 Studies on water control by filtration through sand bed in a marine aquarium with closed circulating system. I. Oxygen consumption during filtration as an index in evaluating the degree of purification of breeding water. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 31: 977—982.
- Hirayama, K.
1966a Studies on water control by filtration through sand bed in a marine aquarium with closed circulating system. IV. Rate of pollution of water by fish, and the possible number and weight of fish kept in an aquarium. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 32: 20—26.
- Hirayama, K.
1966b Influence of nitrate accumulated in culturing water on **Octopus vulgaris**. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 32: 105—111.
- Hirayama, K.
1970 Studies of water by control by filtration through sand bed in a marine aquarium with closed circulating system. VI. Acidification of aquarium water. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 36: 26—34.
- Hoar, W. S.
1975 General and comparative physiology, 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N. J., 848 pp.
- Hoff, J. G., and J. R. Westman.
1966 The temperature tolerances of three species of marine fishes. **J. Mar. Res.** 24: 131—140.
- Hoffman, G. L.
1967 Parasites of North American freshwater fishes. Univ. Cal. Press, Berkeley, 486 pp.
- Hoffman, G. L.
1974 Disinfection of contaminated water by ultraviolet irradiation, with emphasis on whirling disease (**Myxosoma cerebralis**) and its effect on fish. **Trans. Am. Fish. Soc.** 103: 541—550.
- Hoffman, G. L.
1975 Whirling disease (**Myxosoma cerebralis**): control with ultraviolet irradiation and effect on fish. **J. Wildl. Dis.** 11: 505—507.
- Hoffman, G. L. and F. P. Meyer.
1974 Parasites of freshwater fishes. TFH Publ., Neptune City, N. J., 224 pp.
- Hoigné, J. and H. Bader.
1976 The role of hydroxyl radical reactions in ozonation processes in aqueous solutions. **Water Res.** 10: 377—386.
- Honn, K. V. and W. Chavin.
1976 Utility of ozone treatment in the maintenance of water quality in a closed marine system. **Mar. Biol.** 34: 201—209.
- Honn, K. V., G. M. Glezman, and W. Chavin.

- 1976 A high capacity ozone generator for use in aquaculture and water processing. **Mar. Biol.** 34: 211—216.
- Huibers, D. T. A., R. McNabney, and A. Halfon.
1969 Ozone treatment of secondary effluents from waste-water treatment plants. Report No. TWRC-4, Fed. Water Pollut. Control Adm., Cincinnati, 62 pp.
- Jackim, E., J. M. Hamlin, and S. Sonis.
1970 Effects of metal poisoning on five liver enzymes in the killifish (*Fundulus heteroclitus*). **J. Fish. Res. Board Can.** 27: 383—390.
- Jaffe, E. R.
1964 Metabolic processes involved in the formation and reduction of methemoglobin in human erythrocytes. In *The red blood cell*, C. Bishop and D. Surgenor (eds.). Academic Press, New York, pp. 397—422.
- Johnson, P. T.
1968 An annotated bibliography of pathology in invertebrates other than insects. Burgess, Minneapolis, 322 pp.
- Johnson, P. W. and J. McN. Sieburth.
1974 Ammonia removal by selective ion exchange: a backup system for microbiological filters in closed-system aquaculture. **Aquaculture** 4: 61—68.
- Johnson, S. K.
1978 **Handbook of shrimp diseases**, 2nd ed. TAMU-SG-75-603, Texas A & M Univ., College Station, 23 pp.
- Jones, J. R. E.
1938 The relative toxicity of salts of lead, zinc, and copper to the stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) and the effect of calcium on the toxicity of lead and zinc salts. **J. Exp. Biol.** 15: 394—407.
- Jones, J. R. E.
1939 The relation between the electrolytic solution pressures of the metals and their toxicity to the stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.). **J. Exp. Biol.** 16: 425—437.
- Jorgensen, S. E., O. Libor, K. L. Graber, and K. Barkacs.
1976 Ammonia removal by use of clinoptilolite. **Water Res.** 10: 213—224.
- Joyce, R. S. and V. A. Sukenik.
1964 Feasibility of granular activated-carbon adsorption for waste-water renovation. PHS Publ. No. 999-WP-12, Pub. Health Serv., Cincinnati, 32 pp.
- Kabata, Z.
1970 Diseases of fishes, book 1. Crustacea as enemies of fishes. TFH Publ., Neptune City, N. J., 169 pp.
- Kanungo, M. S. and C. L. Prosser.
1959 Physiological and biochemical adaptation of goldfish to cold and warm temperature. I. Standard and active oxygen consumptions of cold- and warmacclimated goldfish at various temperatures. **J. Cell. Physiol.** 54: 259—264.
- Kawai, A., Y. Yoshida, and M. Kinata.
1964 Biochemical studies on the bacteria in aquarium with circulating system. I. Changes of the qualities of breeding water and bacterial population of the aquarium during fish cultivation. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 30: 55—62.

- Kawai, A., Y. Yoshida, and M. Kimata.
1965 Biochemical studies on the bacteria in aquarium with circulating system. II. Nitrifying activity of the filter sand. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 31: 65—71.
- Kerstetter, T. H. and M. Keeler.
1976 On the interaction of NH_4^+ and Na^+ fluxes in the isolated trout gill. **J. Exp. Biol.** 64: 517—527.
- Kingsford, E.
1975. Treatment of exotic marine fish diseases. Pet. Ref. Ser. No. 1, Palmetto, St. Petersburg, Fla., 92 pp.
- Klontz, G. W.
1973 Syllabus of fish health management. TAMU-SG-74-401, Texas A & M Univ., College Station, 165 pp.
- Knepp, G. W. and G. F. Arkin.
1973 Ammonia toxicity levels and nitrate tolerance of channel catfish. **Prog. Fish-Cult.** 35: 221-224.
- Konikoff, M. A.
1974 Comparison of chinoptilolite and biofilters for nitrogen removal in recirculating fish culture systems. **Diss. Abstr. (Zool.)** 34: 4755—B.
- Koon, J. H. and W. J. Kaufman.
1971 The optimization of ammonia removal by ion exchange using clinoptilolite. SERL Report. No. 71-5, Univ. Cal., Berkeley, 189 pp.
- Koon, J. H. and W. J. Kaufman.
1975 Ammonia removal from municipal wastewaters by ion exchange. **J. Water Pollut. Control Fed.** 47: 448—465.
- Korngold, E.
1972 Removal of nitrates from potable water by ion exchange. **Water, Air, Soil Pollut.** 2: 15—22.
- Kuhn, P. A.
1956 Removal of ammonia from sewage effluent. M. S. thesis, Dept. Civ. Engr., Univ. Wis., Madison.
- Kunin, R.
1963 Helpful hints in ion exchange technology. Amber-Hi-Lites, Rohm and Haas Co., Philadelphia, 12 pp.
- Kuhl, H. and H. Mann.
1962 Modellversuche zum Stoffhaushalt in Aquarien bei verschiedenem Salzgehalt. **Kiel Meeresforsch.** 18: 89—92.
- Kuwatani, Y. T. Nishii, and F. Isogai.
1969 Effects of nitrate in culture water on the growth of the Japanese pearl oyster. **Bull. Natl. Pearl Res. Lab.** 14: 1735—1747. (Japanese).
- Larmoyeux, J. D. and R. G. Piper.
1973 Effects of water reuse on rainbow trout in hatcheries. **Prog. Fish-Cult.** 35: 2—8.
- Lees, H.
1952 The biochemistry of the nitrifying organisms. 1. The ammonia-oxidizing systems of *Nitrosomonas*. **Biochem. J.** 52: 134—139.
- Lenfant, C. and K. Johansen.
1966 Respiratory function in the elasmobranch *Squalus suckleyi*. **G. Respir. Physiol.** 1: 13—29.
- Levine, G. and T. L. Meade

- 1976 The effects of disease treatment on nitrification in closed system aquaculture. **Proc. 7th Ann. Meet. World Maricult Soc.**, J. W. Avault Jr. (ed.). World Maricult. Soc., La. State Univ., Baton Rouge, pp. 483—493.
- Lewis, S. D. and W. M. Lewis.
1971 The effect of zinc and copper on the osmolality of blood serum of the channel catfish, *Ictalurus punctatus* Rafinesque, and golden shiner, *Notemigonus crysoleucas* Mitchill. **Trans. Am. Fish. Soc.** 100: 639—643.
- Lippmann, F.
1960 Versuche zur Aufklärung der Bildungsbedingungen von Calcit und Aragonit. **Fortschr. Mineral.** 38: 156—161.
- Lloyd, R.
1961 The toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Waste Water Treat. J.** 8: 278—279.
- Lloyd, R. and L. D. Orr.
1969 The diuretic response by rainbow trout to sub-lethal concentrations of ammonia. **Water Res.** 3: 335—344.
- Lom, J.
1969 Cold-blooded vertebrate immunity to protozoa. In *Immunity to parasitic animals*, Vol. 1, G. J. Jackson, R. Herman, and I. Singer (eds.). Appleton-Century-Crofts, New York, pp. 249—265.
- Maetz, J., P. Payan, and G. de Renzis.
1976 Controversial aspects of ionic uptake in freshwater animals. In *Perspectives in experimental biology*, Vol. 1, P. S. Davis (ed.). Pergamon, Oxford, pp. 77—92.
- Manabe, T.
1969 New modification of Lubrochinsky's indophenol method for direct microanalysis of ammonia-N in sea water. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.** 35: 897—906. (Japanese)
- Mangum, C. P., J. A. Dykens, R. P. Henry, and G. Polites.
1978 The excretion of NH_4^+ and its ouabain sensitivity in aquatic annelids and molluscs. **J. Exp. Zool.** 203: 151—157.
- Maqsood, R. and A. Benedek.
1977 Low-temperature organic removal and denitrification in activated carbon columns. **J. Water Pollut. Control. Fed.** 49: 2107—2117.
- Martin, D. M.
1972 *Marine chemistry*, Vol. 1. Marcel-Dekker, New York, 389 pp.
- Martinez, W. W.
1962 Phosphate and nitrate removal from treated sewage by exchange resins. M. S. thesis, Dept. Cit. Engr., Penn. State Univ., College Park.
- Matthiessen, P. and A. E. Brafield.
1973 The effects of dissolved zinc on the gills of the stickleback *Gasterosteus aculeatus* (L.). **J. Fish Biol.** 5: 607—613.
- McCarthy, J. J. and C. H. Smith.
1974 A review of ozone and its application to domestic wastewater treatment. **J. Am. Water Works Assoc.** 66: 718—725.
- McCreary, J. J. and V. L. Snoeyink.
1977 Granular activated carbon in water treatment. **J. Am. Water Works Assoc.** 69: 437—444.

- McKin, J. M., G. M. Christensen, and E. P. Hunt.
1970 Changes in the blood of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after short-term and long-term exposure to copper. **J. Fish. Res. Board Can.** 27: 1883—1889.
- Merkens, J. C. and K. M. Downing.
1957 The effect of tension of dissolved oxygen on the toxicity of un-ionized ammonia to several species of fish. **Ann. Appl. Biol.** 45: 521—527.
- Meyers, P. A. and J. G. Quinn.
1971 Interaction between fatty acids and calcite in seawater. **Limnol. Oceanogr.** 16: 992—997.
- Milne, M. D., B. H. Scribner, and M. A. Crawford.
1958 Non-ionic diffusion and the excretion of weak acids and bases. **Am. J. Med.** 24: 709—729.
- Morris, J. C. and W. J. Weber Jr.
1964 Adsorption of biochemically resistant materials from solution. 1. PHS Publ. No. 999-SP-11, 74 pp.
- Morris, R. W.
1962 Body size and temperature sensitivity in the cichlid fish. *Aequidens portalegrensis* (Hense). **Am. Nat.** 96: 35—50.
- Mullin, J. D. and J. P. Riley.
1955 The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters, with particular reference to sea-water. **Anal. Chim. Acta** 12: 464—480.
- Murphy, J. and J. P. Riley.
1962 A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta** 27: 31—36.
- Murray, C. N. and J. P. Riley.
1969 The solubility of gases in distilled water and in sea water. II. Oxygen. **Deep-Sea Res.** 16: 311—320.
- National Academy of Science.
1973 Aquatic animal health. Nat. Acad. Sci., Washington, D. C., 46 pp.
- Nebel, C., R. D. Gottschling, R. L. Hutchinson, T. J. McBride, D. M. Taylor, J. L. Pavoni, M. E. Tittlebaum, H. E. Spencer, and M. Fleischman.
1973 Ozone disinfection of industrial-municipal secondary effluents. **J. Water Pollut. Control Fed.** 45: 2493—2507.
- Német, A. G.
1961 Flow of gas-liquid mixtures in vertical tubes. **Ind. Engr. Chem.** 53: 151—154.
- Nesselson, R. J.
1954 Removal of inorganic nitrogen from sewage effluent. Ph. D. thesis, Dept. Ciiv. Engr., Univ. Wis., Madison.
- Ng, K. S. and J. C. Mueller.
1975 Foam separation—a technique for water pollution abatement. **Water Sew. Works.** 122(6): 48—55.
- Nigrelli, R. F.
1936 Life-history of *Oodinium ocellatum*. **Zoologica (N. Y.)** 21: 129—164, 9 pl.
- Nigrelli, R. F. and G. D. Ruggieri.

- 1966 Enzootics in the New York Aquarium caused by **Cryptocaryon irritans** Brown, 1951 (= **Ichthyophthirius marinus** Sikama, 1961), a histophagous ciliate in the skin, eyes and gills of marine fishes. **Zoological (N. Y.)** 51: 97—102, 7 pl.
- O'Donovan, D. C.
1965 Treatment with ozone. **J. Am. Water Works Assoc.** 57: 1167—1194.
- Olson, K. R. and P. O. Fromm.
1971 Excretion of urea by two teleosts exposed to different concentrations of ambient ammonia. **Comp. Biochem. Physiol.** 40A: 999—1007.
- O'Melia, C. R. and W. Stumm.
1967 Theory of water filtration. **J. Am. Water Works Assoc.** 59: 1393—1412.
- O'Kelley, J. C.
1974 Inorganic nutrients. In **Algal physiology and biochemistry**, W. D. P. Stewart (ed.). Univ. Cal. Press, Berkeley, pp. 610—635.
- Painter, H. A.
1970 A review of the literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. **Water Res.** 4: 393—450.
- Parkhurst, J. D., F. D. Dryden, G. N. McDermott, and J. English.
1967 Pomona activated carbon pilot plant. **J. Water Pollut. Control Fed.** 39: R70—R81.
- Pauley, G. B. and M. R. Tripp (eds.).
1975 Diseases of crustaceans. **Mar. Fish. Rev.** 37(5/6): 1—64.
- Payan, P. and J. Maetz.
1973 Branchial sodium transport mechanisms in **Scyllorhinus canicula**: evidence for $\text{Na}^+/\text{NH}_4^+$ Na^+/H^+ exchanges and for a role for carbonic anhydrase. **J. Exp. Biol.** 58: 487—502.
- Payan, P. and A. J. Matty.
1975 The characteristics of ammonia excretion by a perfused isolated head of trout (**Salmo gairdneri**): effect of temperature and CO_2 -free Ringer. **J. Comp. Physiol.** 96: 167—184.
- Perrone, S. J. and T. L. Meade.
1977 Protective effect of chloride on nitrite toxicity in coho salmon (**Oncorhynchus kisutch**). **J. Fish. Res. Board Can.** 34: 486—492.
- Plummer, L. N. and F. T. Mackenzie.
1974 Predicting mineral solubility from rate data: application to the dissolution of magnesian calcites. **Am. J. Sci.** 274: 61—83.
- Quastel, J. H. and P. G. Scholefield.
1951 Biochemistry of nitrification in soil. **Bacteriol. Rev.** 15: 1—53.
- Reichenbach-Klinke, von H.-H.
1967 Untersuchungen über die Einwirkung des Ammoniakgehalts auf den Fischorganismus. **Arch. Fisch.** 17: 122—132.
- Reichenbach-Klinke, von H.-H. and E. Elkan.
1965 The principal diseases of lower vertebrates. Academic Press, London, 600 pp.
- Ribelin, W. R. and G. Migaki (eds.).
1975 The pathology of fishes. Univ. Wis. Press, Madison, 1004 pp.

- Riley, J. P., D. E. Robertson, J. W. R. Dutton, N. T. Mitchell, and P. J. LeB. Williams.
1975 Analytical chemistry of sea water. In *Chemical oceanography*, Vol. 3, 2nd ed., J. P. Riley and G. Skirrow (eds.). Academic Press, London, pp. 193—514.
- Robinette, H. R.
1976 Effect of selected sublethal levels of ammonia on the growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Prog. Fish-Cult.* 38: 26—29.
- Root, R.
1931 The respiratory function of the blood of marine fishes. *Biol. Bull.* 61: 427—456.
- Rosen, H. M.
1973 Use of ozone and oxygen in advanced wastewater treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* 45: 2521—2536.
- Rubin, A. J. and G. A. Elmaraghy.
1977 Studies on the toxicity of ammonia, nitrate and their mixtures to guppy fry. *Water Res.* 11: 927—935.
- Rubin, E., R. Everett Jr., J. J. Weinstock, and H. M. Schoen.
1963 Contaminant removal from sewage plant effluents by foaming. PHS Publ. No. 999-WF-5, Pub. Health Serv., Cincinnati, 56 pp.
- Russo, R. C., C. E. Smith, and R. V. Thurston.
1974 Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1653—1655.
- Saeki, A.
1958 Studies on fish culture in filtered closed-circulation aquaria. I. Fundamental theory and system design standards. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 23: 684—695. (Trans. E. R. Hope, Dir. Sci. Inf. Serv., Def. Res. Board Can., issued Jan. 1964).
- Saffran, W. A. and Q. H. Gibson.
1976 Kinetics of the Bohr effect of menhaden hemoglobin, *Brevoortia tyrannus*. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 69: 383—388.
- Sander, E.
1967 Skimmers in the marine aquarium. *Petfish Mon.* 2: 48—51.
- Sanders, J. E., J. L. Fryer, D. A. Leith, and K. D. Moore.
1972 Control of the infectious protozoan *Ceratomyxa shasta* by treating hatchery water supplies. *Prog. Fish-Cult.* 34: 13—17.
- Sarig, S.
1971 Diseases of fishes, book 3. The prevention and treatment of diseases of warmwater fishes under subtropical conditions, with special emphasis on intensive fish farming. TFH Publ., Neptune City, N. J., 127 pp.
- Saunders, R. L.
1962 The irrigation of the gills of fishes. II. Efficiency of oxygen uptake in relation to respiratory flow activity and concentrations of oxygen and carbon dioxide. *Can. J. Zool.* 40: 817—862.
- Schiøtz, A.
1976 Removal of copper from a saltwater system. *Drum and Croaker* 16: 44.

- Schlesner, H. and G. Rheinheimer.
1974 Auswirkungen einer Ozonisierungsanlage auf den Bakterien-
gehalt des Wassers eines Schauaquariums. **Kiel. Meeresforsch.**
30: 117—129.
- Schlieper, C.
1950 Temperaturbezogene Regulationen des Grundumsatzes bei
Wechseiwarmen Tieren. **Biol. Zentralbl.** 69: 216—227.
- Schreckenbach, K., R. Spangenberg, and S. Krug.
1975 Cause of gill necrosis. **Z. Binnefisch, DDR** 22: 257—288
(German)
- Segedi, R. and W. E. Kelley.
1964 A new formula for artificial sea water. In Sea-water
systems for experimental aquariums: a collection of papers,
J. R. Clark and R. L. Clark (eds.). Res. Report 63, U. S.
Dept. Inter., Bur. Sport Fish. Wildl., pp. 17—19.
- Sellers, C. M. Jr., A. G. Heath, and M. L. Bass.
1975 The effect of sublethal concentrations of copper and zinc on
ventilatory activity, blood oxygen and pH in rainbow trout
(*Salmo gairdneri*). **Water Res.** 9: 401—408.
- Shechter, H. and N. Gruener.
1976 An evaluation of the ion selective electrode method for
determination of nitrate in highly mineralized drinking
water. **J. Am. Water Works Assoc.** 68: 543—546.
- Sheldon, R. W., T. P. T. Evelyn, and T. R. Parsons.
1967 On the occurrence and formation of small particles in
seawater. **Limnol. Oceanogr.** 12: 367—375.
- Sindermann, C. J.
1970 Bibliography of diseases and parasites of marine fish and
shellfish, with emphasis on commercially important species.
Informal Report No. II, U. S. Dept. Inter., Trop. Atlan. Biol.
Lab., Gulf and Atl. Reg., Miami, 440 pp.
- Sindermann, C. J. (ed.).
1977 Disease diagnosis and control in North American marine
aquaculture. Elsevier, Amsterdam, 330 pp.
- Singer, P. C. and W. B. Zilli.
1975 Ozonation of ammonia in wastewater. **Water Res.** 9:
127—134.
- Skidmore, J. E.
1964 Toxicity of zinc compounds to aquatic animals, with special
reference to fish. **Quart. Rev. Biol.** 39: 227—247.
- Skirrow, G.
1975 The dissolved gases — carbon dioxide. In Chemical Ocean-
graphy, Vol. 2, 2nd ed., J. P. Riley and G. Skirrow (eds.).
Academic Press, London, pp. 1—192.
- Smith, C. E.
1972 Effects of metabolic products on the quality of rainbow
trout. **Am. Fish. U. S. Trout News** 17: 1—3.
- Smith, C. E. and R. G. Piper.
1975 Lesions associated with chronic exposure to ammonia. In
The pathology of fishes, W. E. Ribelin and G. Migaki (eds.).
Univ. Wis. Press, Madison, pp. 497—514.
- Smith, C. E. and W. G. Williams.
1974 Experimental nitrite toxicity in rainbow trout and chinook
salmon. **Trans. Am. Fish. Soc.** 103: 389—390.

- Smith, R. G. Jr. and H. L. Windom.
1972 Analytical handbook for the determination of arsenic, cadmium, cobalt, copper, iron, lead, manganese, mercury, nickel, silver and zinc in the marine and estuarine environments. Tech. Report Ser. 72—6, Ga. Mar. Sci. Cen., Univ. Ga., Savannah, 62 pp.
- Snieszko, S. F. (ed.).
1970 A symposium on diseases of fishes and shellfishes. Spec. Publ. No. 5, Am. Fish. Soc., Washington, D. C. 526 pp.
- Solórzano, L.
1969 Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14: 799—801.
- Somero, G. N. and P. W. Hochachka.
1976 Biochemical adaptations to temperature. In *Adaptation to environment: essays on the physiology of marine animals*, R. C. Newell (ed.). Butterworths, London, pp. 125—190.
- Sontheimer, H.
1974 Use of activated carbon in water treatment practice and its regeneration. Spec. Subj. 3, Lehrstuhl für Wasserchemie der Universität Karlsruhe, West Germany, 6 pp.
- Sousa, R. J. and T. L. Meade.
1977 The influence of ammonia on the oxygen delivery system of coho salmon hemoglobin. *Comp. Biochem. Physiol.* 58A: 23—28.
- Spotte, S.
1970 *Fish and invertebrate culture: water management in closed systems*, 1st ed. Wiley, New York, 145 pp.
- Spotte, S.
1973 *Marine aquarium keeping: the science, animals, and art*. Wiley, New York, 173 pp.
- Spotte, S.
1974 *Aquarium techniques: closed-system marine aquariums*. In *Experimental marine biology*, R. N. Mariscal (ed.). Academic Press, New York, pp. 1—19.
- Srna, R. F. and A. Baggaley.
1975 Kinetic response of perturbed marine nitrification systems. *J. Water Pollut. Control Fed.* 47: 472—486.
- Srna, R. F., C. Epifanio, M. Hartman, G. Pruder, and A. Stubbs.
1973 The use of ion specific electrodes for chemical monitoring of marine systems. I. The ammonia electrode as a sensitive water quality indicator probe for recirculating mariculture systems. DEL-SG-73, Coll. Mar. Stud., Univ. Del., Newark, 20 pp.
- Stainton, M. P., M. J., Capel, and F. A. J. Armstrong.
1977 *The chemical analysis of fresh water*, 2nd ed. Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ. 25, 180 pp.
- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons.
1972 *A practical handbook of seawater analysis*, 2nd ed. Bull. 167, Fish. Res. Board Can., Ottawa, 310 pp.
- Suess, E.
1970 Interaction organic compounds with calcium carbonate. I. Association phenomena and geochemical implications. *Geochim. Cosmochim. Acta* 34: 157—168.

- Sutcliffe, W. H., E. R. Baylor, and D. W. Menzel.
1963 Sea surface chemistry and Langmuir circulation. **Deep-Sea Res.** 10: 233—243.
- Tanaka, T., K. Hiroy, and A. Kawahara.
1977 Determination of phosphate ion using lead ion-sensitive electrode. **Z. Anal. Chem.** 286: 212—213.
- Tchobanoglous, G.
1970 Filtration techniques in tertiary treatment. **J. Water Pollut. Control Fed.** 42: 604—623.
- Tchobanoglous, G. (ed.).
1972 Wastewater engineering: collection, treatment, disposal. McGraw-Hill, New York, 782 pp.
- Tomlinson, T. G. A., G. Boon, and G. N. A. Trotman.
1966 Inhibition of nitrification in the activated sludge process of sewage disposal. **J. Appl. Bacteriol.** 29: 266—291.
- Trussell, R. P.
1972 The percent un-ionized ammonia in aqueous solutions at different pH levels and temperatures. **J. Fish. Res. Board Can.** 29: 1505—1507.
- Tyler, A. V.
1966 Some lethal temperature relations of two minnows of the genus **Chrosomus**. **Can. J. Zool.** 44: 349—361.
- Vernon, E. H.
1954 The toxicity of heavy metals to fish, with special reference to lead, zinc and copper. **Can. Fish Cult.** 15: 1—6.
- Vlasenko, M. I.
1969 Ultraviolet rays as a method for the control of diseases of fish eggs and young fishes. **J. (Prob.) Ichthyol.** 9: 697—705.
- Warren, K. S.
1962 Ammonia toxicity and pH. **Nature** 195: 47—49.
- Watson, T. A. and B. A. McKeown.
1976 The effect of sublethal concentrations of zinc on growth and plasma glucose levels in rainbow trout, **Salmo gairdneri** Richardson. **J. Wildl. Dis.** 12: 263—270.
- Weatherley, A. H.
1970 Effects of superabundant oxygen on thermal tolerance of goldfish. **Biol. Bull.** 139: 229—238.
- Weber, W. J. and W. Stumm.
1963 Buffer systems of natural fresh waters. **J. Chem. Engr. Data** 8: 464—468.
- Wedemeyer, G. A. and N. C. Nelson.
1977 Survival of two bacterial fish pathogens (**Aeromonas salmonicida** and the enteric redmouth bacterium) in ozonated, chlorinated, and untreated waters. **J. Fish. Res. Board Can.** 34: 429—432.
- Wellborn, T. L. Jr. and W. A. Rogers.
1966 A key to the common parasitic protozoans of North American fishes. Zool.-Entomol. Dept. Ser. Fish. No. 4, Agri. Exp. Sta., Auburn Univ., Auburn, 17 pp.
- Wells, A. N.
1935 The influence of temperature upon the respiratory metabolism of the Pacific killifish, **Fundulus parvipinnis**. **Physiol. Zool.** 8: 196—227.

- Westin, D. T.
1974 Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. **Prog. Fish-Cult.** 36: 86—89.
- Weyl, P. K.
1967 The solution behavior of carbonate materials in sea water. *Studies Trop. Oceanogr.*, Miami 5: 178—228.
- Weyl, P. K.
1970 *Oceanography: an introduction to the marine environment.* Wiley, New York, 535 pp.
- Wheaton, F. W.
1977 *Aquacultural engineering.* Wiley, New York, 708 pp.
- Whitfield, M.
1974 The hydrolysis of ammonium ions in sea water—a theoretical study. **J. Mar. Biol. Assoc. U. K.** 54: 565—580.
- Williams, J.
1962 *Oceanography.* Little, Brown, Boston, 242 pp.
- Wooster, W. S., A. J. Lee, and G. Dietrich.
1969 Redefinition of salinity. **J. Mar. Res.** 27: 358—360.
- Wuhrmann, K. von and H. Woker.
1948 Beiträge zur Toxikologie der Fische—II. Experimentelle untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. **Schweiz. Z. Hydrol.** 11: 210—244.
- Wuhrmann, K. von and H. Woker.
1953 Beiträge zur Toxikologie der Fische—VIII. Temperatur auf Fische. **Schweiz. Z. Hydrol.** 15: 235—260.
- Yao, K. M., M. T. Habibian, and C. R. O'Melia.
1971 Water and waste water filtration: concepts and applications. **Environ. Sci. Tech.** 5: 1105—1112.
- Yoshida, Y.
1967 Studies on the marine nitrifying bacteria: with special reference to characteristics and nitrite formation of marine nitrite formers. **Bull. Misaki Mar. Biol. Inst.**, Kyoto Univ., Kyoto, 11: 1—58.
- Zerbe, W. B. and C. B. Taylor.
1953 Sea water temperature and density reduction tables. Spec. Publ. 29, U. S. Coast Geodetic Surv., U. S. Dept. Comm., 21 pp.
- ZoBell, C. E. and H. D. Michener.
1938 A paradox in the adaptation of marine bacteria to hypertonic solutions. **Science** 87: 328—329.

Предметный указатель

А

- Автотрофные бактерии:
в биологической очистке 10
источник клеточного углерода 10
и нитрификация 10
в сбалансированных аквариумах 20
и токсические вещества 11—13
в фильтровальном слое 22
- Агрегаты:
образование 31, 32
определение 31
удаление 33
- Адаптация нового фильтра к повышенной нагрузке:
в новых аквариумах 27—28
определение 27
- Адаптация к холодной воде 101—102
в новых аквариумах 27
определение 19
в сбалансированных аквариумах 20
- Адаптация к холоду 98
- Адсорбат:
извлечение на ГАУ 54
концентрация 53
массоперенос 53, 54
определение 52
- Адсорбент
и ГАУ 54
определение 52
- Адсорбционная способность:
ГАУ 72
ионообменного материала 64—74
- Адсорбция:
определение 52
РОВ на поверхности кальцитов 122
- Азот:
выделение 127
молекулярный 18, 93
как необходимый химический элемент 109
неорганический 10, 18, 121
обмен 126, 128
увеличение содержания 109
- Азотная кислота 124
- Аквариумы:
Мистик Маринлайф 23, 78, 85
Пиагара-Фолс 23
Нью-Йоркский 125
- Активаторы ферментов 107
- Активность ферментов 134
- Активный ил, тяжелые металлы в 13, 143
- Активный перенос:
влияние кислорода на 108
определение 108
- Активный уголь:
активация 52
производство 52, 53
удаление РОВ на 51—55, 125
— тяжелых металлов 144
уменьшение содержания микро-элементов 109
- Активный фосфор 145—147
- Американская устрица 132
- Американский сомик 99
- Аминокислоты:
как продукты минерализации 10
синтез 107
- Аммоний:
как аммонийный азот 147
атмосферный 149
верхний предел содержания 142
влияние на восприимчивость к болезням 135, 136
— — гемоглобин 129
— рН на окисление 14
— температуры на окисление 13
выделение жабрами 128
гидролиз 127
в крови 128
и локальное повышение щелочности 120
накопление в транспортных емкостях 102
в новых аквариумах 27, 28
образование 10, 15
окисление озоном 79
определение содержания 144, 147
и пеноотделение 59
подавление роста *Nitrobacter* 20
как продукт диссимилиации 19, 20
— — минерализации 126
проникновение в жабры 128, 129
— — ткани 128, 129
в сбалансированных аквариумах 19, 20
скорость выделения 129
токсичность 126—130, 141
— и азотация 142
— — дефицит кислорода 129
— — кислород 129

— рН 128
удаление на ионообменниках 52, 67
уменьшение содержания путем замены части воды 142
формы 10
Аммонотелические животные, определение 127
Аналитические веса 118, 144
— методы 144—161
Аниониты:
вещества извлекаемые 65
основной хлорид 70
типы 62
удаление нитратов 70
— фосфатов 70
Антибиотики:
влияние на нитрификацию 11
и дезинфекция 74
Антрацитовая крошка 37
Арагонит 122
Артезианская вода:
и ионообмен 74
минеральный состав 46
и озонирование 79
Артемия 139
Атлантическая атерина 134
— макрель 95, 98
Ацидемия 129
Аэрация:
во время температурной адаптации 102
дополнительная 100
искусственной морской воды 110—111
определение 87
перед началом ионообмена 72
после озонирования 86
раствора микробиобазов 117
сырой воды 137
и токсичность аммиака 142
— — тяжелых металлов 144

Б

Бак-накопитель:
для искусственной морской воды 111—116
— сырой воды 138, 139
Бактерии:
влияние озона на 81
— УФ-лучей на 74, 86
лизис 109
образование слизи 53, 55, 78
окислительные процессы 121, 123, 126
патогенные формы 135, 136
как причина мутности воды 31
и процессы восстановительные 119—121
роль в формировании ВОВ 31
удаление на диатомовых фильтрах 137
фиксация фенолом 148
— хлороформом 145—147
Бактерии-диссимилаторы 18
Бактерии, образующие нитраты 19
— — нитриты 19
— окислители аммония 16
— — нитритов 16
— фильтровального слоя 16
анаэробные формы 15, 18, 121

аэробные формы 15, 18, 19, 29, 30, 88, 121
и биологическая фильтрация 8
в быстрых песчаных фильтрах 51
влияние температуры на 13—14, 28
и колебания рН 118
— лечение заболеваний 140
окислительная способность 22
подавление роста 11
популяции 22
потребление кислорода 14
прикрепление 16, 18
разложение белков 19
— крахмала 19
распределение 16—18, 22
и рыбы 19
— токсические соединения 11, 12, 142, 143
удушие 15
участие в образовании агрегатов 31
Барботаж 32
Белки:
минерализация 10
в мясе рыб 19
синтез 107
Бентонит и ионообменные материалы 66
Беспозвоночные:
болезни 126
выделение аммиака 127
в новых аквариумах 27
токсичность озона для 84
эффект Бора у 96
Бикарбонат натрия 114, 125
Бикарбонаты:
как буферы 118
влияние рН на 96
в ионообменниках 65
источники 119, 121
Биологическая слизь:
на ГАУ 53, 55
— УФ-лампах 78
Биологическая фильтрация:
в быстрых песчаных фильтрах 51
вещества токсичные и 11—13
двухходовая система подачи воды из ГАУ-контакторов 56
диссимилиация 18, 19
и минерализация 8—10
— нитрификация 10—18
в новых аквариумах 27—28
определение 8
и производительность системы 24—27
и в сбалансированном аквариуме 19—21
— схеме очистки воды 8, 32, 52, 74
управление 27—31
и устройство фильтровальной платы 23—24
факторы, влияющие на 11—18, 29, 30
Биологическое потребление кислорода (БПК):
и нитрификация 14
определение 14
связь с ОСФ 22

фильтрами 94
Биохимические процессы 107
Бисульфит натрия 48
Бихромат калия 103, 160
Болезнетворные организмы:
восприимчивость к озону 81
и дезинфекция 74
удаление путем предварительной
фильтрации 35
Болезни:
беспозвоночных 126
лечение 12, 74, 133, 140—141
передача 135, 136, 140
— и УФ 86
рыб 126
эпизоотические вспышки 86, 135,
137
Большеротый окунь 101, 132
Бор 109
Борная кислота 118
Боросиликатное стекло
бутылки из 146, 148
как диэлектрик в озонаторах 84
«Бродяжки» паразитические 75, 76
Бром 89, 91, 103, 105
Бугорчатая черепаха 27
Бутылки:
бесфосфорного стекла 146
боросиликатного стекла 145—148
полиэтиленовые 110, 114, 146
темного стекла 145—149
Буфер:
и иммунитет 136
определение 118
Буферная емкость:
морской воды 118
уменьшение 122—124
Быстрые песчаные фильтры:
обратная промывка 41, 45
описание 35—38
оценка эффективности 50, 51
для сырой воды 138—139
хлорирование 137—139
— — — открытого типа 36, 51

В

Ванадий 109
Вентиляция:
во время обработки фильтра 49
норма 102, 132, 133
как физиологический процесс 94
Весовая концентрация хлора в во-
де:
морской 103, 105—106
определение 103
при определении содержания
кислорода 159
символ 103
Взвешенное органическое веществ-
во (ВОВ):
виды 31
и дезинфекция 75
действие на озон 79, 80
— — — УФ 75, 76
и диатомовый грунт 42
загрязнение ГАУ 71
— ионообменников 70
микроорганизмы в качестве 79,
80
Вирусы:
болезнетворные 135

влияние озонирования 82
— УФ на 75
Витамины 103
Водопроводная вода:
ионообмен в 65
и искусственная морская вода:
110, 111, 115
— обратная промывка 45—48
отстоянная 30
в приготовлении рассола 113, 114
для промывки ГАУ 56
— — ионообменных колонок 74
после хлорирования 141
Водород 109, 118, 120, 123, 124
Водоросли:
выделение 108
и загрязнение тканей фильтро-
вальных рукавов 46
— мутность воды 31
— удаление микроэлементов 71
элементы необходимые 109
Возбудитель эрозии рта (болезнь
«красный рот») 81
Воздухоподача:
в пеноотделительных колонках
60, 72
— эрлифтах 88—90, 100
Воздухораспылительные насадки в
пеноотделительных колонках 61
Воздушное осаждение 47, см. так-
же Пеноотделение
Воздушные пузырьки:
при газообмене 87
осаждение РОВ на поверхности
31—33, 51, 59, 60
в пеноотделительных колонках
60—61
— эрлифтах 88, 100
Воздушный компрессор 61 89

Г

Газообмен:
определение 87
в тканях 133
и эрлифты 87—94, 100
Газопузырьковая болезнь 86
Галогены 103, 105
ГАУ-контакты:
и ионообменники 70
— продолжительность контакта
54
устройство 55—58
Гемоглобин:
влияние аммония на 129
— двуокиси углерода на 94—98,
125
— температуры на 96, 98, 99
отщепление кислорода 129
связывание кислорода 95, 97, 129
Гетеротрофные бактерии:
и БПК 14
на ГАУ 55
при диссимляции 18
инфекционные формы 135
источник углерода у 10
и минерализация 8, 10, 126—127
окисление РОВ 56
определение 10
в сбалансированном аквариуме
19, 20
и токсические соединения 11

- увеличение щелочности 120
- усвоение аммония 20
- в фильтровальном слое 22
- и хелаты металлов 143
- Гибкие шланги 56, 57
- Гидразинсульфат 151
- Гидроксильные ионы 119
- Гидролиз ионов аммония:
 - влияние солености на 127
 - рН на 127, 128
 - и константа равновесия (рК) 127
- Гидроокись калия 160
 - нитрия 66, 148, 150, 160
- Гидрофильные молекулы 59
- Гидрофобные молекулы 59
- Гипергликемия 134
- Глюкозия 133, 144
 - тканей 133
- Гипохлорит натрия 49, 139
- Глицин 32
- Гравий:
 - и ГАУ 55
 - кальцийсодержащий 125
 - кварцевый 35
 - однородность 22, 34
 - оптимальный размер 17
 - поверхность 17
 - прикрепление бактерий к 8, 16
 - и производительность системы 24, 25
 - промежутки между зернами 34
 - промыть 29
 - размер 22, 24, 25, 34—35
 - распределение в фильтровальном слое 22, 34
 - улавливание ВОВ 33, 34
 - форма 17, 22, 34
 - и циркуляция воды 17, 28
- Гравийные фильтры:
 - и быстрые песчаные фильтры 35
 - очистка с помощью песчаных фильтров высокого давления 45, 51
 - удаление ВОВ на 33, 35
 - устройство 21—24
- Градиент концентрации 108
- Гранулированный активный уголь:
 - адсорбционная способность 55, 72
 - адсорбция РОВ 51—55
 - и десорбция 72
 - загрязнение ВОВ 72
 - необходимое количество 72
 - однородность 54
 - определение 52
 - поверхность 52—55
 - размер гранул 53—55
- Грибки 75
- Грунтовка:
 - и загрязнение фильтровальных рукавов 48—50
 - описание процесса 42—43
 - подпитка 44
 - роль в диатомовых фильтрах 41
 - перед хлорированием 139
- Грунтовочный бак 43
- Д**
- Двуокись углерода:
 - в буферных системах 118—121
 - влияние на гемоглобин 94—98, 124
- рН на 96
- на устойчивость к заболеваниям 135, 136
- в воде 96, 100
- крови у форели 129
- образование в процессе минерализации 7, 15
- окисление органических соединений до 78
- парциальное давление 124
- растворимость 93
- увеличение содержания в транспортных емкостях 102
- удаление при аэрации 87
- усвоение автотрофными бактериями 10
- Двустворчатые моллюски 132
- Двухходовая система прохождения воды в ГАУ-контакторах 56
- Дезаминирование 10
- Дезинфекция:
 - озоном 78—85
 - определение 74
 - для профилактики заболеваний 137, 138
 - в схеме очистки воды 8, 31, 52, 74
 - УФ 75—78, 85, 86
- Деионизационная колонка 144
- Деионизированная вода 147—151
- Денитрификация:
 - как восстановительный процесс 122
 - определение 18
- еДсорбция:
 - и ГАУ 72
 - определение 52
- Детергент 50
- Детрит:
 - и буферные системы 120
 - нарушение циркуляции воды 28
 - образование 32
 - определение 31
 - поверхность 17
 - прикрепление бактерий 29
 - состав 31
 - и тяжелые металлы 143
 - удаление ВОВ 33, 34
 - для ускорения балансирования замкнутой системы 28
- Дефицит кислорода:
 - и диссеминация 18
 - из-за плохой циркуляции воды 28
 - и производительность фильтра 25
 - и токсичность аммония 129
- Диатомовая подпитка:
 - влияние на фильтрацию в диатомовых фильтрах 38
 - определение 44
 - рекомендуемые нормы 44
- Диатомовые водоросли 38
 - фильтры высокого давления 41
 - — открытого типа 38—41
- Диатомовый грунт:
 - действие в процессе фильтрации 38, 41
 - определение 38
- Дигидрофосфат калия 146
- Дигидрохлорид 149
- Динофлагеллаты 75

Диссимиляция:
и буферные системы 120
определение 18
в сбалансированном аквариуме 20
и удаление азота 8, 18, 19
Дистиллированная вода:
в гидрохимических анализах 145, 146, 151
ионообмен в 65, 66
максимальная плотность 106
озонирование 81
для растворения микродобавок 117
Дистиллятор 144
Диффузия:
адсорбата в поры ГАУ 53, 54
газов 87
свободного аммиака 127
химических элементов 107
Доломит 122
Дополнительные соли:
растворение 111, 116
хранение 114, 117
Дыхание:
и активный перенос 108
анаэробное 18
аэробное 14
и буферные системы 121, 122
животных 19, 94, 99
определение 87, 94
и тяжелые металлы 144

Ж

Жаберные лепестки 132, см. также Жабры
Жабры:
выделение аммиака через 127
обмен ионов на поверхности 127
проникновение аммиака в 127, 128
и процессы переноса 142
— токсичность нитратов 132
— — тяжелых металлов 133, 134
цвет и метгемоглобин 130
Железо 46, 48, 72, 109
Жесткость воды:
и буферные системы 120
влияние на ионообмен 65
— — озонирование 82
определение 119
и осаждение тяжелых металлов 133
Животные-хозяева:
влияние тяжелых металлов на 143
иммунная реакция у 140
паразиты на 134, 135
повторное заражение 74, 142
Живые корма 139
Жидкостно-электролитическая регуляция 101
Жирные кислоты 122

З

Задержка во времени:
после замены воды 30
в новых аквариумах 28
и рост бактерий 13
в сбалансированных аквариумах 20

«Запуск» аквариума, ускорение 27—28

И

Известняк 125, 126
Ион аммония:
гидролиз 127—129, 141
замещение натрием 127—128
окисление и pH 122—124
определение 10
содержание 127—128, 147
удаление в ионообменниках 62—63, 66—70
Ионная сила:
влияние на бактерий 15
— — токсичность нитритов 142
— — эффективность озонирования 81
и гидролиз ионов аммония 127
— ионообмен 63, 64, 65, 68, 70
морской воды 108
солончатой воды 107
и ферментные системы 142
Ионообмен:
и буферные системы 114
ограничения для 61
предварительная очистка воды 72
удаление ионов аммония 62, 63, 64—67
факторы, определяющие эффективность 63—67
при физической адсорбции 51, 61—71
эффективность 63
Ионообменники:
влияние межмолекулярного взаимодействия 64—66
— размеров гранул 64, 67
восстановление 73—74
выбор 68, 69
загрязнение ВОВ 66
— РОВ 64, 67
истощение 73
определение 62
статичная емкость 67
токсичность регенерантов 74
удаление ионов аммония на 62, 66—68
Ионообменные колонки:
восстановление в 73
устройство 68—71
Ионообменные смолы:
восстановление 72
загрязнение железом 72
— кремнием 65
— РОВ 66, 73
в морской воде 62
однородность 64, 67
в пресной воде 18, 62
— солончатой воде 61
типы 62
удаление ионов аммония 62, 66—70
— микроэлементов 66
— нитратов 18, 63
Иммунитет 126, 134—137
«Инстант Оушен» — искусственная морская соль 110
Инфекционные организмы:
влияние озона на 81
и дезинфекция 74

— иммунитет 134
— лечение 138, 140
передача заболеваний 135, 136, 140
в сырой воде 137
Искусственная морская вода:
буферы в 123
готовые смеси 109, 110
замена 45
микроэлементы в 109
приготовление больших объемов 110, 111—114
— небольшого количества 108—109

Исходный газ для получения озона:
влажность 86
кислород в качестве 82
расход 82, 83
температура 82, 83

Й

Йод 403, 105, 109
Йодид калия 160
Йодное число ГАУ 55

К

Каймановая черепаха 27
Кальцит 121, 122
Кальций:
и буферные свойства воды 120, 121, 125, 126
— жесткость 119
— ионообменники 66
как необходимый элемент 109
и токсичность нитритов 136
увеличение 109
Канальный сомик 132
Карантин 139, 141
Карбонат кальция:
и загрязненные фильтровальные рукава 46
образование 120, 121
растворимость 121, 122
Карбонат магния 46, 121
— натрия 125
Карбонатные соли 46
Карбонаты:
в буферных системах 118
и ионообмен 66
источники 120
в определении солёности 103
осаждение тяжелых металлов 133, 143
растворимость 119
Карш 27, 99, 137
Катиониты:
типы 62
для удаления ионов аммония 70
удаляемые вещества 65
Катионная сила, расчет 64
Катионы:
в пресной воде 118
и токсичность нитритов 130
Качество воды:
и болезни 134, 135
— профилактика болезней 137
Кварцевый гравий, см. Гравий
— корпус:
в УФ-озонаторах 82

— стерилизаторах 77, 78
Кижуч 129, 130
Кинетика процессов:
нитрификации 13
озонирования аммония 78
Кислород
влияние на активный перенос 108
— — нитрификацию 11, 14, 15, 29
— — токсичность аммония 129, 130
— — устойчивость к болезням 135
в воде 95, 98, 99, 100
дефицит в транспортных емкостях 102
и диссимилиация 18, 19
в заменяемой воде 30
— исходном газе для озонаторов 82—83
— крови 94—96, 129, 130
образующийся при озонировании 86
определение содержания 160, 161
и плохой водообмен 28
— производительность системы 24
проникновение в воду 87
рН и потребление 118
растворимость 93
и температурная устойчивость 98
— эрлифты 88, 94
Кислотно-основной дисбаланс 101, 130
Кислотность:
воды 118, 119, 125
крови 96
Клиноптилолит, удаление ионов аммония 63, 66, 70
Кобальт 109
Колориметр 144
Контрольный опыт 146, 149
Концентрация водородных ионов (рН)
и адсорбция РОВ на ГАУ 54
— буферные системы 122—124
— влияние на гидролиз ионов аммония 127, 141, 148
— — двуокись углерода 96, 100
— — нитрификацию 14, 29
— — озонирование 79
— — рыбу 118, 125
— — токсичность нитратов 132
— ионообмен 63, 74
искусственной морской воды 110
при окислении аммония озонем 78
определение 119
в определении щёлочности 151—152
и пеноотделительный процесс 59
поддержание 124—125
пределы колебаний для животных 124, 141
— — для нитрификации 14, 30
и процессы переноса 142
— растворимость меди 143
снижение 122—124
и токсичность аммония 128
Красноухая черепаха 27
Красные кровяные клетки 129

Кривая связывания кислорода 95—98
Кровь:
влияние тяжелых металлов на 133
гемоглобин в 95, 125
двуокись углерода в 96, 97, 124
свободный аммиак в 128
цвет и метгемоглобин 130
Круговорот азота 9

Л

Лекарственные средства, влияние на нитрификацию 11—13
Лимонная кислота 143
Липиды 122

М

Магний
Магний
и жесткость 119
влияние на буферные системы 120, 122
как необходимый элемент 109
Магнитная мешалка 144, 152
Малахитовый зеленый 12
Марганец 109
Массоперенос РОВ в ГАУ 53—55
Маточный раствор тиосульфата натрия 160
Медь
влияние на нитрификацию 13
как необходимый элемент 109
осаждение карбонатами 133, 143
растворимость 143
в расходомерах 114
токсичность 133, 142
в трубах 114
хелаты 143
Мелассовое число ГАУ 55
Мембранный фильтр 146
Метан 15
Метанол 66, 74
Метгемоглобин 130
Метиленовый синий 12
Методика с использованием реактива Несслера 148
Механическая фильтрация 31—51
влияние детрита на 34
выбор фильтра для 50, 51
и гравийные фильтры 21, 33—35
— ионообмен 70
— образование агрегатов 31, 32
— — детрита 31—33
— — частиц взвеси 31, 32
путем леноотделения 59
в солевых пластах 114
— в схеме очистки воды 8, 31, 52, 74
удаление ВОВ 33—35
управление 44—51
функции 31
Механические насосы 34, 40, 114, 115, 137
Микродобавки:
осаждение 111
растворение 111, 117
хранение 114, 117
Микроорганизмы:

влияние на буферные системы воды 120—121
как ВОВ 79, 80
и карантин 139
паразитические формы 76
потребление кислорода 14
снижение численности при дезинфекции 74
— — — обработке озоном 78, 79, и тяжелые металлы 143
удаление путем леноотделения 59
84

Микроэлементы:

в искусственной морской воде 109
роль 109
удаление в процессе ионообмена 66, 71

Минерализация:

влияние кислорода на 14—15
— на pH 123
— температуры на 30
образование аммония при 10, 21, 126
РОВ на ГАУ 56, 72
и сбалансированный аквариум 19
— удаление азота 8, 18—19
функции процесса 10

Минеральные вещества в морской воде 103

— карбонаты, см. Карбонаты
Модельный раствор 68
Модифицированная формула Сегеди — Келли 111, 117
Молекулы поверхностно-активных веществ 59
Молибдат аммония 146
Молибден 109

Морская вода:

бактерии в 19, 20
балансирование 27—28
буферная емкость 118, 120—126
восстановление ионообменных смол в 73, 74
гидролиз ионов аммония 127, 147
диапазон колебаний pH для животных 125
загрязненные фильтровальные рукава 46—50
замена 30
ионная сила 107
ионообмен в 51, 64, 65, 66
кислород 93, 100
лекарственные средства в 11
масса 106
нитрификация в 14, 15, 29
нитрифицирующие бактерии 11, 14, 22
обработка тяжелыми металлами в 141—142
образование ВОВ в 31, 32
озонирование 78, 81
определение содержания кислорода 159
оптимальный pH 14, 30, 118
очистка на диатомовых фильтрах 45
плотность 106
пресноводные паразиты в 139
производительность систем с 24—26
промывка гравия в 29
состав 109

титрование 103
токсичность нитратов в 132
— нитритов в 126, 130
УФ-облучение 76
физическая адсорбция в 51
и фильтры высокого давления
38
химические элементы в 103
щелочность 118
Морские черепахи 27
Мочевина 10
Мощные средства 115
Мутность:
влияние на УФ 76
причины 31
промывной воды 45
сырой воды 137
уменьшение 31, 35, 38
Мягкая вода, озонирование 81
Мясо рыб 19, 47

Н

Напряжение тока 83, 84
Наросты магниевых карбонатов 121, 122
Натрий 103, 109, 118, 125, 128
Нейлон 38
Неорганический азот, см. Азот
— углерод 10
— фосфор 145—147
Нержавеющая стальная проволока 23
Несъеденная пища 142
Нитрат натрия 132
— серебра 103
Нитраты:
влияние на щелочность 123, 124
максимальный предел содержания 142
накопление 18, 20
как нитратный азот 150
образование 10, 16
— во время озонирования 79
определение содержания 144, 150, 151
и рост водорослей 46
снижение содержания 18
токсичность 10, 126, 131—132
удаление в ионообменных колонках 51, 62—65
Нитрит натрия 150
Нитриты:
влияние на гемоглобин 130
— кальция на токсичность 130
— на pH в процессе окисления 123
— солености на токсичность 130, 142
воздействие температуры на окисление 13
и ионообмен 63
максимально допустимое содержание 142
как нитритный азот 150
в новых аквариумах 28
образование 10, 16, 20
— в процессе озонирования 78, 79
окисление озон 78
определение содержания 150, 151
в процессе диссимляции 18

— сбалансированных аквариумах 20, 21
токсичность 126, 130, 133
Нитрификация:
влияние на pH 122—124
кинетика процесса 13
в новых аквариумах 19, 28
и озонирование 73
определение 10
и площадь поверхности фильтра 16, 17
— сбалансированный аквариум 19, 20
— удаление азота 8, 19
факторы, влияющие на 10—19, 29, 30, 141
Нитрифицирующие бактерии:
и кислород 14, 15, 30
в морской воде 11, 19—20
населяющие детрит 18, 29
в новых аквариумах 27, 28
поверхность для 16, 18
в пресной воде 11
распределение 16
роды 11
в сбалансированном аквариуме 19
смывание с гравия 29
в солоноватой воде 11
и токсические соединения 11—13, 142
в фильтровальном слое 22, 23
Нитроферрицианид натрия 148
Нифурпиризол, влияние на нитрификацию 11, 12
Новые аквариумы, балансирование 19, 27—28
Нуклеиновые кислоты 10

О

Обжиг угля при высокой температуре и реакция ГАУ 72
Обмен веществ:
азота 126, 128
и влияние температуры 98—102
— образование аммония 127
— — двуоксида углерода 94, 95, 119
— роль химических элементов 108
Оборудование для приготовления искусственной морской воды 111—114
Обратная посмывка:
быстрых засечных фильтров 44, 45
влияние диатомовой подпитки 44
диатомовых фильтров 44, 45, 50, 129
загрязненные фильтровальные рукава 45, 48—49
ионообменных материалов 66, 72
Общий аммоний, см. Аммоний
— органический углерод (окисляемость):
адсорбция на ГАУ 55
влияние на иммунитет 135
и озонирование 78
связь с ионообменом 66
Объем воздуха:
в эрлифтах 89, 90, 92—93

— пеноотделителях 59
Объемная концентрация хлора в воде:
определение 105
в морской воде 103
Обыкновенный осьминог 132
Озон:
влияние на болезнетворные организмы 81—82
воздействие на функциональные группы 78
диссоциация 79, 86
остаточный 79, 81, 86
рекомендуемые дозы 81, 86, 87
свободные радикалы 80
токсичность 85, 86
Озонаторы:
выделение тепла 84
исходный газ в 82, 84, 86
размещение 75
и тихий электрический разряд 82—84
устройство и принцип работы 82—84
УФ-генераторы 82, 84
Озонирование:
для дезинфекции 74
дефицит элементов при 109
перед ионообменом 72
и неорганический азот 78, 79
— окисление органических веществ 78
оценка эффективности 85
и повторное заражение 86
предварительная обработка 85
степень поражения бактерий 79—81
сырой воды 138
и хелаты тяжелых металлов 144
Окисление воды перманганатом калия перед ионообменом 72
Окислительная способность фильтра (ОСФ):
и превращение питательных веществ 22
— производительность системы 24—26, см. также Потребление кислорода фильтром
Окись азота 18
— кремния, загрязнение поверхности ионообменных смол 65
— марганца 46
Оксигемоглобин 95
Органические азотистые основания 10
Органические вещества:
и балансирование системы 27, 28
в детрите 31
загрязнение фильтровальных рукавов 42, 45, 46, 47
минерализация 10, 123, 126
окисление озоном 78
в определении солености 103
и токсичность 11—13
удаление перед ГАУ-контакторами 56
хелаты с тяжелыми металлами 13, 144
Органические кислоты 15
Органический азот, см. Азот
— фосфор 103
Ортогидриновая кислота 46, 47

Ортофосфат, см. Активный фосфор
Осаждение 33, 34, 72
Основные соли:
растворение 111, 114, 115
хранение 117
Остаточная концентрация хлора:
и загрязненные фильтровальные рукава 49
после хлорирования 129
Осушители 86
Открытые фильтровальные бассейны:
болезнетворные организмы в 138
обратная промывка 45
описание 36, 40
Отстоянная водопроводная вода 30
Охлаждение:
образцов воды 149
реактивов 148

П

Паразиты
гельминты 135, 141, 143
и дезинфекция 74
и действие озона 81
в живых кормах 139
и качество воды 134
ракообразные 135, 140, 141
в сырой воде 137
и тяжелые металлы 143, 144
Пассивный перенос, см. Диффузия
Патология 126
Пенообразование 58, 60, 61
Пеноотделение:
удаление ROV путем 52, 58, 62
эффективные 59
Пеноотделительные колонки:
извлечение химических элементов в 109
для озонирования 84
удаление тяжелых металлов в 144
устройство 60—62
эксплуатация 72
Перманганат калия, влияние на нитрификацию 12, 13
Песок:
в быстрых песчаных фильтрах 35—36
и водообмен 28
предварительная фильтрация с помощью 50
Песчаные фильтры высокого давления:
как ГАУ-контакты 58
и диатомовые фильтры высокого давления 41
обработка морской воды на 38
описание 35
оценка эффективности работы 51
для очистки гравийных фильтров 44
Пимефалес i43
Питание 137
Пластиковое сито:
в ГАУ-контакторах 56, 57
— гравийных фильтрах 23
Пластинчатые элементы 38, 47
Плотность:
морской воды 102, 106, 107

определение 106
Площадь поверхности:
быстрых песчаных фильтров 36
влияние на нитрификацию 11,
16—17
ГАУ 54, 55
гравийных фильтров 21, 22
диатомовых фильтровальных эле-
ментов 41, 42
и производительность системы
24—26
Поверхностное перемешивание во-
ды при аэрации 87, 88
Поверхностные воды 82
Поглощение в спектрофотометре
145, 149—151
Подкладки 23, 24
Подпитка диатомового грунта:
влияние на эффективность рабо-
ты диатомового фильтра 41
описание процесса 41
рекомендуемая норма 44
Подъемная труба 88—93, 101
Пойкилотермные животные:
определение 30
потребление кислорода 98
температурная устойчивость 98—
99
устойчивость к заболеваниям 137
ферментные системы у 142
эффект Бора у 96
Поливалентные ионы, удаление пу-
тем ионообмена 65
Полипропиленовая ткань:
стирка 46
на фильтровальных рукавах 38
Полихлорвиниловые трубы 55, 56,
112
— фланцы 57
Полиэтиленовые транспортные па-
кеты 102
— флаги 145, 148
Поплавковый клапан 113, 114
Пористые керамические насадки:
в растворе микробиобавок 117
— эрлифтах 90, 101
Потребность в озоне:
и влияние на эффективность де-
зинфекции 79, 82
факторы определяющие 81
— в хлоре 49
Предварительная фильтрация во-
ды:
перед диатомовым фильтром 50
для удаления возбудителей бо-
лезней 137
— уменьшения мутности 137
— удаления органических ве-
ществ 47
и хлорирование 138, 139
Пресная вода:
гидролиз ионов аммония в 127,
147
жесткость 119, 120
и засорившиеся фильтровальные
рукава 46—48
ионообмен в 18, 51, 63, 64, 72
кислород в 93—94
лекарственные средства в 11, 12
масса 106
морские паразиты в 139
нитрификация в 15, 16, 29

нитрифицирующие бактерии в 11
озонирование 78, 81, 82
пределы колебаний рН для жи-
вотных 124
разбавление морской воды 106
соли в 103
токсичность нитритов в 130
УФ-облучение 76
физическая адсорбция в 51
щелочность 118
Природная морская вода:
буферные системы в 122
основные соли 110
Продолжительность контакта:
воды с ГАУ 54
в ионообменниках 63
— озонаторах 78, 79, 84
— пеноотделительных колонках
59, 72
— УФ-стерилизаторах 78
Продукты выделения 109
Производительность системы:
и иммунитет 136
определение 24
превышение 21
расчет 24—26
Простейшие:
влияние озона 81
— УФ 75
патогенные формы 134, 137, 141
и тяжелые металлы 133, 134
удаление на диатомовых филь-
трах 137
Противоточная колонка 60, 61
Профилактика заболеваний 126,
134, 137—140
Прямоточная колонка 60, 61

Р

Радужная форель 128, 132
Размер воздушных пузырьков:
при аэрации 87
— образовании частиц взвеси 32
в пеноотделительных колонках
59
— эрлифтах 100
Разрисованная черепаха 27
Разрядная камера 83, 84
Рассол:
добавление к искусственной мор-
ской воде 113, 115
примеси в 114, см. также Хлорид
натрия
Раствор:
алкалоидидазида 160
антимонильтартрата калия 146
буфера 150—151
восстановителя 151
гидразинсульфата 151
гидроксида натрия 151
гипохлорита натрия 148
крахмала 160
L-аскорбиновой кислоты 146
молибдата аммония 146
N-(1-нафтил)-этилендиаминдигидро-
хлорида 149
окислителя 148
Рингера 29
серной кислоты 146
соляной кислоты 151
сульфаниламида 149, 151
сульфата марганца 160

— меди 151
фенола 151
Растворенные минеральные вещества 103, 107
Растворенные органические вещества:
адсорбция на ГАУ 125
— — поверхности воздушных пузырьков 31—33, 72
влияние на буферные свойства воды 122
— озона на 79
— на токсические вещества в воде 12, 13
— — устойчивость к заболеваниям 135—136
— — эффективность озонирования 79
— — УФ-облучения 76
и дезинфекция 75
— десорбция 72
— диатомовый грунт 42
замещение в ионообменниках 64, 66, 70, 73
минерализация на ГАУ 56, 72
образование частиц взвеси из 31—33
поверхностно-активные формы 33, 58, 59
и тяжелые металлы 143, 144
Растительные пигменты 103
Расход:
воды в быстрых песчаных фильтрах 35
— и влияние на буферные системы 120
— в гравийных фильтрах 22, 23
— при ионообмене 73
— оптимальный для насыщения кислородом 99
— в пеноотделительных колонках 59
— и регулирование в эрлифтах 88—90, 91—92, 100—101
— при удалении РОВ на ГАУ-контакторах 54
— уменьшение в диатомовых фильтрах 44
— в УФ-стерилизаторах 78
исходного газа в озонаторе 84
озона 84
Рвотный винный камень 146
Ртуть 13, 85, 133
Рыбы:
и бактерии фильтровального слоя 12, 19—20
боковая линия 134
болезни 126
влияние pH на 118
выделение аммония 127
двуокись углерода в крови 129
дыхание 97—98
жаберные крышки 102
жабры 75, 127, 128, 131—132
и живые корма 139—140
иммунитет у 126, 134, 136
кожа 75
метгемоглобин у 130
мозг 134
насыщение крови кислородом 95, 129, 130
в новых аквариумах 27

обработка тяжелыми металлами 133, 134, 143, 144
паразиты 75, 76
патология 126
почки 134
и производительность замкнутой системы 24—27
слизь 134, 137
температурная адаптация 98—99, 101—102
температурный шок 101
токсичность аммония для 127—127—130
— нитратов 131—132
— нитритов 130—131
— озона 84, 86
частота дыхания 102, 133
эффект Бора у 96, 98

С

Сбалансированный аквариум 19—21
инфекция в 136
Сбросные воды:
дезинфекция озонем 79, 81
ионообмен в 64—66
Свинец 133
Свободная энергия 10
Свободный аммиак:
выделение 127
в крови 127
определение 10
проникновение в ткани 127
содержание 127, 141
токсичность и кислород 129, см. также Аммоний, Ион аммония
Свободный хлор 139, 140
Связи между фазами вещества при физической адсорбции 52
Сера 109
Сердечник фильтровального элемента:
обратная промывка 45
описание 38
Серебряный карась 98
Серная кислота 47, 145, 160, 161
Сероводород 15
Силикагель 86
Силиконовый клей 23
Сильные кислоты 151
Силы Ван-дер-Ваальса 52
Система двуокиси углерода 118
Сита промышленного изготовления 23—24
Скап 95
Скорость адсорбции РОВ на ГАУ 54, 55
Скрытая инфекция 135, 136
Слизь:
антитела в 137
как защита от болезнетворных организмов 137, 141
связывание тяжелых металлов 133
Смена воды:
описание процесса 28, 29
для поддержания оптимального pH 125
— — фона микроэлементов 71, 109
удаление азота путем 18
— детрита при 28, 125
— тяжелых металлов 144

и уменьшение содержания аммония 142
— — нитратов 142
Смешанный реактив 145—147
Соленость:
влияние на гидролиз ионов аммония 127, 141, 147
— — нитрификацию 11, 15, 29
— — плотность 106, 107
— — растворимость кислорода 93, 100
— — токсичность нитритов 130
— — эффективность ионообмена 64
и выделение аммония 127
заменяемой воды 30
метод определения 152
морской воды 107
обозначение 103
определение 103
— содержания активного фосфора 145
— — аммония 148
— — нитратов 150
— — нитритов 149
в определении щелочности 151
и основные соли 114, 115
— стресс 142
уменьшение 30
и эффект Бора 100
Соли:
взвешивание 118
дополнительные 114, 116, 117
концентрация 110
микродобавки 114, 115, 116, 117
в морской воде 103
основные 111, 114, 115—117
примеси в 109
рассыпные 113
растворение 113, 114
фасованные 109, 114
Соленоватая вода:
вода для замены 30
и загрязненные фильтровальные рукава 48, 50
— ионная сила раствора 107
ионообмен в 51, 64, 65
нитрификация в 29
нитрифицирующие бактерии в 10
определение содержания кислорода в 160
оптимальный рН 30, 118
плотность 106
пределы колебания рН для гидробионтов 124
промывка гравия в 29
токсичность нитратов в 132
— нитритов в 130
УФ-облучение 76
химические элементы в 107
Соляная кислота 46, 47, 66, 73, 74, 151
Соляризация 85
Сосудистая система 94
Спектрофотометр 144
Специальные ионные электроды 145
Спиртовой раствор фенола 148
Стальные бочки в качестве ГАУ-контакторов 56, 57
Стандартные растворы 145, 148, 150, 160

Стандартный титрованный раствор тиосульфата натрия 160, 161
Статичная емкость ионообменников 67
Стеклоянные банки 114
«Стерлинг Бризмат» 113—114
Стресс 125, 135
Стронций 109
Сульфаниламид 13, 149
Сульфат аммония 148
— марганца 160
— меди 143
— — пентагидрат 151
Сульфаты 64, 65, 68
Сульфит натрия 47
Сушильный шкаф 144, 150
Счетчик интенсивности УФ излучения 77, 85
Сырая вода:
отстаивание 137, 138
предварительная фильтрация 50, 137—139

Т

Температура:
адаптационная 101, 102
и адсорбция РОВ на ГАУ 53
и активный перенос 108
влияние на гидролиз ионов аммония 127, 141, 147
— — нитрификацию 13—14, 29—30
— — образование антителей 137
— — озонирование 79
— — растворимость кислорода 93, 94
— — устойчивость к заболеваниям 135
допустимые колебания 102
заменяемой воды 30
исходного газа в озонаторах 84, 86
и кислотно-основный дисбаланс 101
комнатная 145, 149, 152
и объемная концентрация хлора в воде 105
— плотность воды 106, 107
при приговлении искусственной морской воды 111, 114
и профилактика заболеваний 137
роль при балансировании системы 28
и стирка фильтровальных рукавов 45
— стресс 142
— удельный вес 106, 152
Температура адаптации 101, 102
Температурная акклиматизация 100—102
Температурный стресс 102
— шок 101
Тиосульфат натрия 160
Токсические вещества из воздуха 111
Толченый известняк 125
Трихлгвая колюшка 134
Триходины 137
Тяжелые металлы:
влияние на нитрификацию 13
— — слизееотделение 141
и детрит 143
для лечения заболеваний 143

осаждение карбонатами 133, 143—144
и РОВ 143
токсичность 133, 134, см. также Медь, Цинк

У

Углеводы 52
Углерод 109
Угловой фильтр в качестве ГАУ-контактора 55
Уголь 52
Угольная кислота 119, 120, 151
Удаление азота:
ионообменом 18
путем диссимляции 8, 18—19
— посадки растений 18
— частичной замены воды 18
— ВОВ:
на быстрых песчаных фильтрах 35, 38, 51
— гравийных фильтрах 35, 38
— диатомовых фильтрах 38, 41, 42, 51
путем адсорбции на поверхности воздушных пузырьков 32, 33
— пеноотделения 59
— детрита:
из быстрых песчаных фильтров 44, 45
— гравийных фильтров 28, 125
— РОВ:
на ГАУ 52—58, 72
механизм 51
в пеноотделительных колонках 51, 58—62

Удельная электропроводность 63

Удельный вес:
метод определения 152
нормальное значение 107
определение 106
и основные соли 114, 115

Улавливание детрита:
влияние размера частиц гравия на 34

гравийными фильтрами 28, 125
Ультрафиолетовое излучение 75, 85

— облучение:
для дезинфекции 75
дефицит элементов из-за 109
дозы 75, 76, 78
оценка эффективности 85
и повторное заражение 86
— снижение смертности рыбы 85
сырой воды 138
Умягчители воды 46

Устричная рыба-жаба 95, 98

Устройства для обработки озоном 84

УФ-лампы:
и излучение 75
оптимальная температура эксплуатации 77
в производстве озона 82
ресурс 85
в УФ-стерилизаторах 75—77

УФ-лучи:
глубина проникновения в воду 75, 76, 78
поглощение из-за соляризации 85
устойчивость микроорганизмов к 75—76

УФ-стерилизаторы:
продолжительность контакта в 78
производительность 78
размещение 74
устройство 76—78
эффективность работы 75—76, 85—86

Ф

Фенол 148, 151
Фенольное число ГАУ 55
Ферментативное окисление органических соединений 15
Ферментные системы 99, 142
Физическая адсорбция 51—74:
на активном угле 51—58, 72
и дефицит химических элементов 109
определение 51
путем ионообмена 61—71
— пеноотделения 58, 61, 72
в схеме очистки воды 8, 31, 52
удаление тяжелых металлов 144
Фильтрация на диатомовых фильтрах:

описание 38
преимущества и недостатки 50—51
сырой воды 138—139
и хлорирование 138, 139

Фильтрация сбросных вод 36

Фильтровальные платы:
для ГАУ-контакторов 57
нормативные требования к 21—24
и эрлифты 88

— рукава:
грунтовка 42, 43
закупорка 45—49
и обратная промывка 45
описание 38
стирка 46

— элементы:
влияние площади поверхности 42
грунт на 42—43
загрязненные фильтровальные рукава на 46
инфекционные организмы на 138
подпитка 44

— столбчатого типа 38, 40, 47

Фильтровальный слой:
адаптация к повышенной биологической нагрузке 27, 28
балансирование 27—28
и буферные системы 120
затруднение тока воды через 28, 34

и ионообмен 63
нормативные требования к 22
озонирование воды, выходящей из 79
в открытых песчаных фильтрах 36
— песчаных фильтрах высокого давления 35
поверхность 22
поддержание рабочего состояния 27—31

потребность в кислороде 94
производительность 24—26, 136
разрыхление во время обратной промывки 44, 45
расход воды и 22, 23, 35
толщина 22, 23

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие к русскому изданию	3
Предисловие к первому изданию	5
Предисловие ко второму изданию	7
Глава 1. Биологическая очистка воды	8
1.1. Минерализация	10
1.2. Нитрификация	10
1.3. Диссимиляция	18
1.4. «Сбалансированный» аквариум	19
1.5. Устройство фильтра	21
1.6. Практическое руководство	27
Глава 2. Механическая фильтрация	31
2.1. Образование взвесей в замкнутых системах	31
2.2. Гравийные фильтры	33
2.3. Песчаные фильтры быстрой очистки воды	35
2.4. Диатомовые фильтры	38
2.5. Практическое руководство	44
Глава 3. Физическая адсорбция	51
3.1. Очистка воды активным углем	52
3.2. Адсорбция в пеноотделительных колонках	58
3.3. Ионообмен	62
3.4. Практическое руководство	71
Глава 4. Дезинфекция	74
4.1. Ультрафиолетовое облучение	75
4.2. Озонирование	78
4.3. Практическое руководство	85
Глава 5. Газообмен и дыхание	87
5.1. Газообмен	87
5.2. Дыхание	94
5.3. Практическое руководство	99
Глава 6. Морская вода	103
6.1. Солевой состав морской воды	103
6.2. Функции элементов и потребность в них	107
6.3. Искусственная морская вода	109
6.4. Практическое руководство	117
Глава 7. Буферные системы	118
7.1. Карбонатные и бикарбонатные ионы	119
7.2. Растворимость минеральных карбонатов	121
7.3. Снижение pH	122
7.4. Практическое руководство	124
	191

Глава 8. Токсичность различных веществ и профилактика заболеваний	126
8.1. Токсичность аммония	126
8.2. Токсичность нитритов	130
8.3. Токсичность нитратов	131
8.4. Токсичность тяжелых металлов	133
8.5. Иммунитет и внешняя среда	134
8.6. Профилактика заболеваний	137
8.7. Лечение заболеваний	140
8.8. Практическое руководство	141
Глава 9. Аналитические методы	144
9.1. Определение содержания общего фосфора (в виде PO_4-P)	145
9.2. Определение содержания аммония (в виде общего NH_4-N)	147
9.3. Определение содержания нитритов (в виде NO_2-N)	149
9.4. Определение содержания нитратов (в виде NO_3-N)	150
9.5. Определение щелочности воды	151
9.6. Определение солености (гидрометрический метод)	152
9.7. Определение содержания растворенного кислорода в воде	159
Список использованной литературы	162
Предметный указатель	178

СТЕФЕН СПОТТ

Содержание рыбы в замкнутых системах

Редактор
Л. Л. Кожина

Художник
С. Н. Орлов

Художественный редактор
В. В. Зеркаленкова

Технический редактор
Т. П. Астахова

Корректоры
Н. П. Багма, А. И. Гурочева

ИБ № 252

Сдано в набор 28.03.83.
Подписано в печать 15.08.83.
Формат 84×108/32.
Бумага типографская № 2.
Литературная гарнитура.
Высокая печать.
Объем 6,0 п. л.
Усл. п. л. 10,08.
Усл. кр. отт. 10,29.
Уч.-изд. л. 11,53.
Тираж 2000 экз.
Заказ № 710.
Цена 75 коп.

Издательство «Легкая
и пищевая промышленность»,
113035, Москва, М-35.
1-й Кадашевский пер., д. 12.

Московская типография № 19
Союзполиграфпрома
при Государственном комитете СССР
по делам издательств, полиграфии
и книжной торговли;
107078, Москва, Каланчевский туп.,
д. 3/5