

Министерство науки и высшего образования
Российской Федерации
Государственный университет «Дубна»

Факультет естественных и инженерных наук
Кафедра экологии и наук о Земле

«Цветение» воды цианобактериями и методы борьбы с их массовым развитием

УЧЕБНОЕ ПОСОБИЕ

Рекомендовано учебно-методическим советом
университета «Дубна» в качестве учебного пособия
для студентов, обучающихся по направлению подготовки
«Экология и природопользование»
(магистратура)



Дубна
2023

УДК 58.01:581.16:579.2

ББК 28.082.75

Ц 272

Р е ц е н з е н т :

д.б.н., профессор кафедры зоологии и ботаники Института биологии и биомедицины Национального исследовательского Нижегородского государственного университета им. Н. И. Лобачевского О О

А в т о р ы :

" О О– д.б.н., заведующая лабораторией альгологии Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, профессор кафедры экологии и наук о Земле университета «Дубна»,

" О Об д.б.н., ведущий научный сотрудник лаборатории альгологии Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,"

" О О– к.б.н., доцент кафедры экологии и зоологии Ярославского государственного университета им. П. Г. Демидова; старший научный сотрудник лаборатории альгологии Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,

" О О– к.б.н., доцент кафедры экологии и зоологии Ярославского государственного университета им. П. Г. Демидова,

" О О– д.т.н., ведущий научный сотрудник лаборатории биологических методов экологической безопасности Санкт-Петербургского Федерального исследовательского центра РАН,

" О О– к.б.н., доцент кафедры экологии и наук о Земле университета «Дубна»

Ц 272

«Цветение» воды цианобактериями и методы борьбы с их массовым развитием : учебное пособие / Л. Г. Корнева, А. Н. Шаров, С. И. Сиделев, А. А. Зубишина, Н. Г. Медведева, Г. А. Лазарева. — Дубна : Гос. ун-т «Дубна», 2023. — 258, [2] с.

ISBN 978-5-89847-695-3

В учебном пособии представлен обзор всех современных физических, химических и биологических методов борьбы с массовым развитием цианобактерий, вызывающем «цветение» воды в поверхностных пресноводных экосистемах. Проведен анализ эффективности их применения и, в частности, на водных объектах, расположенных в разнообразных климатических зонах Российской Федерации (Горьковское, Цимлянское и Ижевское водохранилища, Псковско-Чудское озеро).

Учебное пособие предназначено для студентов-экологов естественно-научных факультетов высших учебных заведений и специалистов в области охраны окружающей среды.

УДК 58.01:581.16:579.2

ББК 28.082.75

ISBN 978-5-89847-695-3

© Государственный университет «Дубна», 2023

© Корнева Л. Г., Шаров А. Н., Сиделев С. И.,

Зубишина А. А., Медведева Н. Г., Лазарева Г. А., 2023

Содержание

Введение	5
1. Современное состояние методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водах.....	11
1.1. Физические и химические методы борьбы с массовым развитием цианобактерий.....	11
1.1.1. Сокращение поступления основных биогенных элементов.....	11
1.1.1.1. Снижение внешней нагрузки.....	12
1.1.1.2. Выведение из водоема питательных веществ	22
1.1.2. Ускорение процессов удаления веществ	32"
1.1.2.1. Разбавление и усиление проточности	32
1.1.2.2. Искусственная аэрация.....	35
1.1.2.3. Искусственное перемешивание	37
1.1.2.4. Отведение вод гипolimниона.....	41
1.1.2.5. Удаление донных отложений	44
1.1.3. Методы удаления биомассы.....	48"
1.1.3.1. Механические методы удаления биомассы.....	48
1.1.3.2. Физические методы удаления биомассы	50
1.1.3.3. Химические методы удаления биомассы	54
1.2. Биологические методы борьбы с массовым развитием цианобактерий	63
1.2.1. Вирусы	64"
1.2.2. Бактерии.....	66"
1.2.3. Актиномицеты.....	75"
1.2.4. Грибы	79"
1.2.5. Простейшие	81"
1.2.6. Зоопланктон.....	85"
1.2.7. Рыбы-фитопланктофаги	90"
2. Сравнительный анализ методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в водных объектах России	95
2.1. Цимлянское водохранилище	95
2.1.1. Лимнологическая характеристика.....	95"
2.1.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий.....	101"
2.1.2.1. Интродукция белого толстолобика	101
2.1.2.2. Метод альголизации	104
2.2. Горьковское водохранилище.....	107
2.2.1. Лимнологическая характеристика.....	107"
2.2.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий.....	130"
2.3. Ижевское водохранилище	138
2.3.1. Лимнологическая характеристика	139"

2.3.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий.....	143"
2.3.2.1. Инвентаризация источников загрязнения на водосборной площади р. Иж и Ижевского водохранилища и подготовка предложений по их локализации или ликвидации. Строительство системы ливневой канализации г. Ижевска	145
2.3.2.2. Проведение работ по очистке Ижевского водохранилища от донных отложений	146
3.2.2.3. Использование биологических методов борьбы.....	149
2.4. Псковско-Чудское озеро	152
2.4.1. Лимнологическая характеристика.....	152"
2.4.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий.....	156"
3. Сравнительный анализ и выбор оптимальных методов борьбы с массовым развитием цианобактерий	161
3.1. Сравнение эффективности и применимости к разным типам водоемов	161
3.2. Особенности применения физических и химических методов.....	166
3.3. Особенности применения биологических методов	170
3.4. Анализ эффективности проведенных мероприятий по борьбе с цианобактериями в Ижевском водохранилище	178
3.4.1. Локализация и ликвидация источников загрязнения воды.....	178"
3.4.2. Удаление донных отложений.....	179"
3.4.3. Использование биологических методов	180"
3.5. Рекомендации по выбору методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водных объектах	184
3.6. Экономическое обоснование и практическое применение методов борьбы с цианобактериями в России.....	190
Заключение	202"
Определения.....	204"
Список использованных источников	207"

Введение

В связи с современным изменением планетарного климата и усиливающимся антропогенным влиянием на водные экосистемы наблюдается прогрессивное увеличение массового развития цианобактерий – «цветение» воды. В результате этого феномена наблюдается снижение качества воды, нежелательная трансформация трофических взаимодействий и общая деградация водных экосистем. Это проявляется в виде летних заморов рыб, массовой гибели бентосных, планктонных и нейстонных животных, а также водоплавающих птиц и млекопитающих. Вследствие «цветения» цианобактериями изменяется окраска воды, появляются специфические вкус, запах, снижается ее прозрачность. «Цветение» воды приводит к дефициту растворенного в воде кислорода, создает существенные помехи в питьевом и техническом водоснабжении, нормальной работе тепловых и гидроэлектростанций, снижает рекреационные качества водоема.

Цианобактерии (*Cyanobacteria* / *Cyanoprokaryota* / *Cyanophyta*) – древнейшие прокариотические (безъядерные) фотосинтезирующие микроорганизмы, возраст которых составляет 3,5 млрд лет, представляют один из главных компонентов современных наземных и водных экосистем. Они обладают многими уникальными способностями, что обеспечивает их оптимальный рост и позволяет эффективно конкурировать с другими группами водорослей. Высокая скорость размножения, способность регулировать свою плавучесть, к фиксации азота, образованию акинет (спор), использовать кроме углекислого газа, который необходим для фотосинтеза, другие источники углерода, например бикарбонат натрия, который превалирует в щелочной среде, к прямой фотоассимиляции органических соединений, к фотоокислению соединений серы без выделения кислорода, свойственной отдельным группам бактерий, а также устойчивость к неблагоприятным факторам и экстремальным условиям (горячие источники, гиперсоленые среды и ледники) [285; 483], способность к эндосимбиозу и созданию мутуалистических ассоциаций способствуют их широкому распространению от тропиков до полярных регионов. Цианобактерии принимают активное участие в формировании атмосферы Земли и фиксации азота.

Резкое увеличение численности и биомассы цианобактерий в течение короткого периода вызывает «цветение» водоемов. После периода массового развития цианобактерий накопленная биомасса отмирает и в воду выделяются пигменты и внутриклеточные токсические вещества. В связи с их способностью продуцировать широкий спектр токсичных метаболитов – гепатотоксинов (микроцистинов и нодуляринов, а также цитотоксичного цилиндроспермопсина), нейротоксинов (анатоксинов и сакситоксинов) и дерматотоксинов (липополисахаридов и др.) – «цветение» воды может привести к серьезным последствиям для здоровья крупного рогатого скота, домашних животных, людей и биоты в целом [194; 311; 442; 490]. На сегодняшний день установлено, что 46 видов цианобактерий способны продуцировать токсичные метаболиты (цианотоксины) [212]. Цианотоксины в основном производятся внутриклеточно во время фазы экспоненциального роста. Выделение токсинов в воду может происходить во время гибели клеток или их старения. Вода, насыщенная продуктами их метаболизма, аллергенна, токсична и непригодна для питьевых целей. Подщелачивание воды в процессе интенсивного размножения цианобактерий создает благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры.

Цианобактерии могут распределяться в толще воды, а также образовывать поверхностные пленки или цианобактериальные маты, образующие плотный слой клеток толщиной от нескольких миллиметров до нескольких сантиметров [442]. Развитию цианобактериального «цветения» способствует сочетание ряда факторов: увеличение концентрации питательных веществ, температуры воды и интенсивности света, снижение проточности и т.п. [442]. В крупных водоемах цианобактериальные «цветения» чаще происходят при относительно высокой концентрации биогенных элементов (азот и фосфор). Благоприятствуют возникновению «цветений» накопление питательных веществ и увеличение трофического статуса в озерах и водохранилищах с низкой скоростью водообмена. Совместное влияние положительных температур и высокой концентрации биогенных веществ аддитивно воздействует на увеличение темпов роста токсичных видов цианобактерий. Поэтому изменение климата и увеличение уровня трофии водоемов могут привести к даль-

нейшему прогрессивному увеличению цианобактериальных «цветений» в ближайшем будущем [476]. Проблема цианобактериальных «цветений» и последующие риски для здоровья человека становятся все более важной и актуальной темой.

Как правило, массовое развитие цианобактерий связывают:

- 1) с высоким содержанием в воде минерального и органического фосфора;
- 2) низким соотношением концентраций азота и фосфора, содержащихся в воде ($N:P < 25$);
- 3) низкой численностью дафний (ветвистоусые рачки);
- 4) высокой концентрацией микроэлементов;
- 5) низкой прозрачностью воды.

В связи с чем возникает необходимость снижения нагрузки биогенных элементов для оздоровления водоемов [359; 390; 534]. Однако наличие одного из этих факторов в отдельности или в сочетании с другими до сих пор не дает возможности точно предсказать возникновение массовой вегетации цианобактерий в том или ином водоеме, т.е. полное понимание механизмов «цветения» и эффективности методов устранения цианобактерий пока отсутствует. Поэтому для каждого конкретного водоема исследователи опытным путем устанавливают причины «цветения» и в зависимости от результатов разрабатывают рекомендации по устранению цианобактерий. В настоящее время в мире активно осуществляется разработка теоретических основ и поиск практических мероприятий по борьбе с массовым развитием цианобактерий в континентальных водоемах. Все описанные в литературе последних лет способы борьбы с массовым развитием цианобактерий можно условно разделить на физико-химические и биологические.

Для борьбы с причинами и последствиями «цветений» водоемов необходимо принимать соответствующие меры. Набор возможных мер по сокращению этих вредных «цветений» варьирует от технических решений по прямому сокращению цианобактериальных биомасс до вмешательства в экологическое состояние озера.

Существуют два подхода к восстановлению водоемов:

- | | | |
|-----|---|---|
| 30' | " | <воздействие на водосборный бассейн с целью снижения внешней нагрузки, включающее строительство локальных очистных сооружений и повышение |
|-----|---|---|

эффективности очистки сточных вод, ограничение сброса сточных вод, сокращение объемов загрязняющих веществ, поступающих с ливневыми сточными водами с водосборной площади, установление и соблюдение режима водоохранных зон, ограничение рекреационной нагрузки и др.

40' " * + " < снижение уже возникшего цианобактериального «цветения». Меры борьбы оказывают непосредственное влияние на уровень вегетации цианобактерий путем удаления биомассы, разбавления или перемешивания; механический сбор биомассы и др.

Существуют ограничения при применении каждого подхода. Очевидно, что цианобактериальные маты в небольших прудах требуют других мер воздействия по сравнению с цианобактериальными «цветениями» в больших водоемах, крупных озерах или морских дельтах. Выбор метода воздействия может быть определен исходя из поставленных целей, временных рамок, имеющегося бюджета и комплекса доступных мер [71; 597].

Требования к качеству поверхностных вод, которое должно быть достигнуто, зависят от типа (функций) рассматриваемого водоема:

- " . При рекреационном использовании цианобактериальные пленки, маты и выделяемые ими токсины опасны в связи с риском отравления (вплоть до летальных случаев) животных и человека [210; 265; 419; 476; 610]. Национальные и региональные нормативы отличаются в разных странах и основываются на количестве цианобактериальных клеток, биомассе или токсичности [207; 342].

- " . Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) была рекомендована ПДК 1 мкг/л для микроцистина-LR в питьевой воде [610]. Доминирование цианобактерий в резервуарах питьевой воды требует введения дополнительных стадий очистки. Обработка воды должна включать в себя как удаление самих цианобактерий (избегая клеточного лизиса и последующего выделения токсинов), так и ранее выделившихся из клеток растворенных цианотоксинов. На очистных сооружениях клетки цианобактерий обычно удаляют с использованием физических процессов, например, осветления или мембранной фильтрации. В то время как выделившиеся токсины (микроцистины, цилиндроспермопсин, анатоксины и сакситоксины) обычно удаляют

адсорбцией на активированном угле, обратным осмосом и химическим окислением путем озонирования или хлорирования [219; 316].

Опубликованные материалы свидетельствуют, что в конце XX века в мировой практике удалось оздоровить, снять или ослабить негативные последствия антропогенного эвтрофирования более чем 700 водоемов, преимущественно небольших озер или прудов с площадью акватории, не превышающей несколько сот гектаров.

В числе использованных методов были:

- прекращение сброса сточных вод и отвод их за пределы акватории;
- удаление фосфора из сточных вод;
- связывание и осаждение его в водоемах;
- использование искусственной аэрации воды для усиления окислительной минерализации органического вещества;
- использование химических средств (альгицидов, коагулянтов) для подавления жизнедеятельности водорослей и осветления воды;
- удаление обогащенных питательными веществами вод гипolimниона водоемов;
- строительство буферных водоемов, задерживающих поступление биогенных элементов в водоемы;
- удаление скоплений водорослей с поверхности водоема [64].

В настоящее время «цветение» наблюдается во всех природно-климатических зонах Земли: в небольших и крупных реках, их эстуариях, больших и мелких озерах, прудах и водохранилищах, опресненных морских акваториях и морях. Изучением «цветения» занимаются научно-исследовательские коллективы, специалисты-практики, оценивающие качество водной среды в производственных целях, и медики с санитарно-гигиенических позиций.

Об актуальности этой проблемы говорит большое число публикаций в научных и научно-практических изданиях, значительное число международных программ и договоров по исследованию процессов и возбудителей «цветения», финансируемых правительствами и фондами различных государств. В Российской Федерации «цветениям» воды как виду экологических ка-

тастроф уделяют внимание только на Дальнем Востоке, где зарегистрированы случаи гибели людей на побережье Камчатки и в ряде других акваторий региона. Национальная программа по изучению «цветений» в России отсутствует. Необходима разработка методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в водоемах России с учетом накопленного мирового опыта.

К перспективной методологии борьбы с массовым развитием цианобактерий относят комплексные экотехнологии на основе сочетания биологических, физико-химических и биохимических методов. Для борьбы с массовым развитием цианобактерий предлагается создание методов, основанных на конкурентном вытеснении цианобактерий из сообществ в борьбе за экологические ниши и пищевые ресурсы с антагонистичными видами гидробионтов.

1. Современное состояние методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водах

1.1. Физические и химические методы борьбы с массовым развитием цианобактерий

1.1.1. Сокращение поступления основных биогенных элементов

Фосфор является важнейшим биогенным элементом. Повышение его содержания в водоемах способствует процессу эвтрофирования природных вод. Главными источниками его поступления в водоемы служат фосфорсодержащие породы, атмосферные осадки и различные виды хозяйственной деятельности человека. В природных водоемах фосфор может находиться в различных формах: растворенный, взвешенный, минеральный и органический [532]. Общий фосфор включает в себя все эти перечисленные формы. В биологических реакциях участвует растворимый реакционноспособный фосфор, представленный в основном фосфатами (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}), – наиболее важная с точки зрения биопродуктивности водоема форма фосфора. Именно фосфаты непосредственно используются для процессов фотосинтеза. Органическую форму ($\text{P}_{\text{орг}}$) можно рассматривать как «резервную». В случае возникновения дефицита этого биогенного элемента включаются биохимические механизмы превращения органического фосфора в минеральный под действием специфических ферментов – щелочной и кислой фосфатаз. При деструкции органического вещества (ОВ) минеральный фосфор вновь возвращается в водную среду. Понижая концентрацию фосфора до предела, лимитирующего рост водорослей, можно предотвратить нежелательное «цветение» воды [533].

Сокращение поступления основных биогенных элементов из внутренних и внешних источников приводит к быстрым и заметным эффектам по оздоровлению водоемов [387]. В большинстве случаев основным внутренним источником является аккумуляированный фосфор в донных отложениях [301]. Внешние источники поступления биогенных элементов, вызывающих эвтрофирование водоемов, подразделяются на точеч-

ные и диффузные. Диффузные связаны, главным образом, с такими основными видами хозяйственной деятельности, как организация населенных пунктов и зон рекреации, промышленное производство и сельское хозяйство. Кроме того, стоит учитывать поступление биогенных элементов с атмосферными осадками [64; 130].

1.1.1.1. Снижение внешней нагрузки

Методы по восстановлению водных экосистем выбирают на основании данных о балансе поступления биогенных веществ. Первоочередной задачей при восстановлении водоема является снижение внешней нагрузки, как правило, вносящей наибольший вклад в содержание биогенных элементов [525]. Чаще всего негативный эффект оказывает растворенный реакционноспособный фосфор [71]. Для достижения положительного эффекта необходимо предварительно выявить и контролировать основные внешние источники нагрузки.

Сокращение внешнего поступления фосфора может быть достигнуто различными способами: непосредственным снижением эмиссии фосфора в водоем, очисткой воды впадающих притоков, а также повышением удерживающей способности водосбора.

Планомерное снижение эмиссии фосфора в водный объект включает [337]:

1) защиту от стоков из точечных источников:

- увеличение эффективности работы очистных сооружений для всех видов сточных вод;

- применение систем оборотного водоснабжения на предприятиях;

- использование системы дренажной канализации для сбора и очистки ливневых сточных вод по периметру водного объекта;

- удаление фосфора из входящих притоков;

2) защиту от воздействия рассеянных (диффузных) источников загрязнения:

- правильная организация водосборного бассейна («наилучшая природоохранная практика»), обеспечивающая превентивную защиту водоема от воздействия рассеянных источников загрязнения.

Основными " являются муниципальные и промышленные сбросы сточных вод (в притоки или водоемы), сельские очистные сооружения и системы септиков [653]. По сравнению с диффузными источниками гораздо легче контролировать поступление биогенных элементов из точечных источников, что позволяет быстро уменьшить нагрузку фосфора. С 1960-х годов сброс сточных вод является основным фактором эвтрофикации [221; 259] вследствие интенсивного использования минеральных удобрений и синтетических моющих средств с высоким содержанием фосфора, а также отсутствия очистных сооружений в сельских хозяйствах. Одним из подходов снижения биогенной нагрузки может быть запрет или ограничение использования фосфатов в моющих средствах и удобрениях [364; 499]. В европейских странах согласно Рамочной директиве ЕС (Water Framework Directive) [245] уровень остаточного содержания фосфора в сточных водах не должен превышать 0,5–0,1 мг/л [297; 523].

Экспериментально было подтверждено, что при уменьшении внешней нагрузки биогенных элементов в водоемах снижаются концентрации общего фосфора и биомассы фитопланктона [221; 343; 359; 360; 399; 497]. Отсутствие положительного эффекта в ряде случаев объяснялось такими факторами, как недостаточное снижение нагрузки биогенных элементов, низкая проточность, внутреннее поступление фосфора из осадков [221; 359; 626].

" " " " "

Снижению численности цианобактерий также способствует удаление фосфора из водоема и его притоков, которое осуществляют путем непрерывного внесения реагентов в поток воды для снижения концентрации биогенных элементов до установленного уровня [416].

Метод связывания растворенного фосфора эффективно используется во многих странах. В США, Великобритании и Нидерландах для удаления фосфора из источников питьевого водоснабжения успешно применяются соединения железа. С 1984 г. в Нидерландах воды Амстердам-Рейн-канала (Amsterdam-Rhine Canal) и Бетьюн-Полдер (Bethune Polder) до впадения в водоем питьевого назначения, оз. Лундервен

(Loenderveen) обрабатываются с использованием FeCl_3 (7 мг/л) с последующим удерживанием в осадочном бассейне (среднее время пребывания 4 часа). При высоком содержании фосфора в воде каналов используются две последовательно установленные системы осаждения. Осадки из бассейнов периодически удаляются гидравлическим экскаватором. Установлена высокая эффективность такой очистки [616].

Снижение поступления фосфора до 10 мг/л было достигнуто при внесении в притоки водохранилища Фокскот (Foxcote Reservoir) в Великобритании соединений железа в виде $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ до соотношения железо:орто-фосфаты 10:1. Однако «цветение» в водохранилище не прекратилось до тех пор, пока не были проведены мероприятия по снижению внутреннего содержания фосфора. Таким образом, только принятие комплексных мер способствовало оздоровлению водоема [670].

В качестве осаждающего агента для фосфора в проточных системах была также предложена известь ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). В лабораторных экспериментах было установлено, что осаждение фосфора было минимальным при концентрациях кальция менее 50 мг/л и $\text{pH} < 8,0$. При дозе 100 мг/л и $\text{pH} 9,0$ осаждалось до 76% фосфора. Однако использование высоких pH ($> 9,0$) в природных водоемах может вызвать токсические эффекты [240].

Наиболее эффективной представляется концепция «завод по очистке от фосфора», разработанная Х. Бернхардтом [164] для водохранилища Ванбах, Германия. Перед обработкой воду отстаивали в осадительном бассейне (500 000 м³), затем на «заводе» добавляли соли трехвалентного железа 4–10 мг/л при $\text{pH} 6,0$ – $7,0$ с последующей обработкой катионным полиэлектролитом и фильтрацией через активированный уголь, гидроантрацит и кварцевый песок. Средняя концентрация фосфора в очищенной воде составляла 5 мг/л. «Цветение» водорослей в водоеме значительно снизилось. Данные меры были эффективны, поскольку отсутствовала значительная внутренняя нагрузка по фосфору [209]. Другие примеры использования концепции «завод по очистке от фосфора» приведены в работах [204; 318; 319; 383]. Во всех случаях было отмечено эффективное удаление фосфора из проточных вод, что особенно важно в случае водохранилищ. Однако строительство и обслуживание таких сооружений требует больших финансовых вложений.

Было показано, что существует величина предельного содержания общего фосфора в водоеме, ниже которой доминирование цианобактерий не возникает. Однако эта величина зависит от гидроморфологических параметров водоема. Например, основываясь на экспериментальных данных, в стратифицированных мелких озерах Тегель (Tegel) и Шлахтензее (Schlachtensee) в Германии и Онондага (Onondaga) в США эта величина составляла 40–50 мкг/л. В то же время в более крупных и глубоких озерах штата Вашингтон биомасса цианобактерий *Rhodospira rubra* значительно уменьшилась только при снижении концентрации фосфора ниже 25–30 мкг/л. В других глубоких озерах снижение биомассы *Rhodospira rubra* до значений 1 мм³/л произошло после снижения концентрации фосфора до 20 мкг/л [312; 248]. Такие же результаты были получены при исследованиях нескольких сотен европейских водоемов [198; 205]. При концентрациях общего фосфора менее 20 мкг/л биомасса цианобактерий не достигала высоких значений, но при увеличении концентрации выше 20–50 мкг/л биомасса начинала быстро нарастать [198; 205].

Стоит отметить, что даже при низких концентрациях фосфора цианобактерии могут присутствовать в фитопланктоне. Так, несмотря на снижение содержания общего фосфора до 11–20 мкг/л и понижение трофности озер Шлахтензее (Schlachtensee) в Германии и Вашингтон (Lake Washington) в США, численность цианобактерий в них снизилась лишь на 20–30% от общей биомассы в течение теплого сезона. Токсичные метаболиты цианобактерий (микроцистины) все еще присутствовали в оз. Шлахтензее, но их концентрация обычно не превышала допустимого содержания в питьевой воде – 1 мкг/л [206].

Таким образом, удаление фосфора из водоема и его притоков может привести к снижению численности водорослей. Однако данная процедура не будет эффективной без одновременного удаления фосфора из осадков.

Водоем и его водосбор являются сложной единой природной системой, в которой протекают гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические и седиментационные процессы. В связи с этим для изучения происходящих в водоеме процессов необходимо установить характер взаимодействия между водоемом и его водосбором – определить внешние диффузные источ-

ники поступления биогенных элементов [23]. Антропогенное эвтрофирование водоемов является следствием увеличения поступления в воду биогенных элементов и возрастания биопродуктивности водных экосистем, что приводит к увеличению скорости накопления донных отложений [64]. Сокращение поступления основных биогенных элементов приводит к улучшению состояния водоема [71; 387].

Источники биогенных веществ непосредственно связаны с различными формами деятельности человека: промышленное и сельскохозяйственное производство, урбанизация, атмосферные осадки, рекреационная деятельность [103].

Успешная защита озер и водохранилищ от неточечной внешней нагрузки может оказаться затруднительной, особенно если площадь водосборного бассейна значительно превышает площадь озера и присутствует много источников биогенных элементов. Известны несколько методов значительного снижения неточечной нагрузки биогенных элементов, для реализации которых требуется размещение или строительство специальных объектов на водосборной территории.

Например, для снижения концентрации фосфора в сельскохозяйственных стоках (например, стоки с захоронений навоза и птичьего помета) применяют обработку биогенных источников солями железа, алюминия и кальция [446]. Эти соли образуют комплексные соединения с фосфором, переводя его в нерастворимую форму [447; 585]. Однако в этом случае возможно загрязнение почвы солями алюминия.

Поступление фосфора из почв в воду может быть снижено за счет сокращения или запрещения применения навоза на участках с высоким потенциалом стока. Однако после прекращения использования удобрений остаточный фосфор в течение длительного времени будет продолжать поступать в стоки, в том числе и подземные [440].

Известно, что формирование водного стока зависит от ландшафтных условий водосбора. Правильная организация водосбора и расположение перехватывающих природных комплексов может привести к уменьшению выноса биогенных элементов. В перехвате и трансформации биогенных элементов также могут быть использованы леса и заболоченные низины [64; 283; 306; 368]. Примеры таких методов приведены ниже.

Было рассмотрено влияние размеров проектируемых осадочных водоемов на их эффективность [482; 567; 631]. Самым значимым параметром размера бассейна является отношение его объема к объему ливневого стока (VB/VR). Ожидается, что бассейн с соотношением VB/VR 2,5 будет удалять до 55% общего фосфора [567]. Наблюдалось удаление общего фосфора из ливневой воды до 45% во влажном бассейне со средней глубиной 1,0 м и площадью поверхности, равной 1% площади водосбора [659]. Для более эффективного удаления фосфора увеличение глубины пруда предпочтительнее увеличения его площади. Однако очень глубокие пруды могут термически расслаиваться, что будет приводить к повышению растворимости соединений фосфора [631].

17

Естественные заболоченные низины обладают характеристиками наземных и водных сообществ. Они задерживают воду и удерживают некоторые соединения, что используется для защиты водоемов и уменьшения объема и частоты наводнений [527]. Создание новых искусственных заболоченных низин является еще одним способом снижения поступления биогенных элементов в водоемы из городских и сельскохозяйственных стоков.

Использование естественных природных болот для обработки стоков нецелесообразно, поскольку это будет только способствовать их быстрому разрушению, т.к. возможно превышение приемлемых нагрузок по фосфору [375]. В отличие от естественных, в искусственных болотах не доминируют грунтовые воды, четко установлены границы, нет сложных дифференциаций рельефа. Они испытывают большую нагрузку взвешенных твердых частиц, обогащенных биогенными элементами, обязательно должны планомерно обслуживаться для поддержания эффективного функционирования [568]. Примеры использования искусственных заболоченных низин и их эффективности приведены в работах [306; 368; 378; 466; 530; 568].

Одной из наиболее эффективных систем является спроектированная искусственная система «задерживающий бассейн – болото» [568]. Бассейн, донные отложения которого периодически удаляются, перехватывает взвешенные твердые частицы и тем самым защищает искусственное болото [361; 576]. Долговременное удержание фосфора осуществляется путем его осаждения и накопления в торфе [368; 519; 530]. Поглощение растениями и их эпифитами и сорбция на поверхности почвы являются первичными процессами, которые изменяют концентрацию фосфора в водах болота в короткие сроки, но в конце сезона растения и эпифитон высвобождают 35–75% фосфора обратно в воду. Поэтому связывание фосфора солями железа, алюминия и кальция остается основным процессом удерживания фосфора и контролируется рН и окислительно-восстановительным потенциалом [530].

Процессы, производящие почву и торф на искусственном болоте, могут быть нарушены чрезмерной нагрузкой по фосфору. Было установлено, что при нагрузке фосфора $< 1 \text{ г/м}^2$ в год его содержание в стоках с болотных территорий в принимающую воду оставалось низким и постоянным [531].

При проектировании искусственных болот важными параметрами являются: ожидаемая нагрузка, источники поступления биогенных элементов (стоки с сельскохозяйственных полей, стоки с захоронений навоза, пастбищные стоки), размеры проектируемого объекта, возможность дополнительной реагентной обработки. Эффективность искусственных болот значительно зависит от их размеров. В случае занижения рекомендуемых размеров, определяемых исходя из соотношения площадей болота и водосбора, удерживание фосфора и азота будет недостаточным [512]. Искусственные болота могут успешно применяться для очистки стоков с сельскохозяйственных полей в составе комплексных мер оздоровления водоема [391; 654]. Например, при использовании искусственного болота с расчетным соотношением площадей болота и водосбора 0,06 и временем удерживания воды 2 суток, несмотря на высокий процент удержания биогенных элементов (до 70% общего фосфора), оздоровлению оз. Клеа (Clear Lake, штат Миннесота, США) препятствовала высокая внутренняя нагрузка по фосфору, требующая обработки донных отложений [158].

Для обработки стока от захоронений навоза искусственные болота должны использоваться в составе комплексной системы [384]. Несмотря на значительное снижение концентраций фосфора и азота, их концентрации в стоках с болота часто остаются в диапазоне 10–100 мг/л и, следовательно, могут нанести большой ущерб водоемам. Для стоков с высоким содержанием биогенных элементов требуются дополнительные методы очистки.

Таким образом, искусственные болота с задерживающим бассейном имеют большой потенциал для защиты водоемов от взвешенных веществ и биогенных элементов ливневых стоков, если система обслуживается должным образом и разработана с учетом вероятных перегрузок по фосфору и превышений уровня воды.

”

Для защиты водоемов от поступления биогенных элементов и ила в Европе часто используются дамбы, которые также предохраняют источники водоснабжения от разливов токсичных веществ. Дамбы и плотины обеспечивают нахождение воды

в резервуаре в течение нескольких дней, на которые возможно прервать подачу воды в водохранилище и/или обработать загрязненную воду. В их конструкции обычно предусмотрена возможность отведения воды при переполнении, а также для последующего удаления осадка. Очищение воды в таких сооружениях осуществляется в основном за счет седиментации твердых частиц и биогенных элементов, а также за счет разведения диатомовых водорослей и дафний. Для удержания биогенных элементов необходимо, чтобы средняя глубина такого резервуара незначительно превышала глубину эвфотной зоны [161; 162; 509].

Примеры использования подтверждают эффективность данного метода. Так, водохранилище Есенице (Jesenice Reservoir) в Чехии имеет плотину с пятидневным сроком удерживания, обеспечивающую снижение концентрации фосфатов до 10–25 мг/л, что привело к уменьшению биомассы водорослей в водоеме [270].

Глубокий стратифицированный резервуар (средняя глубина 7,1 м) со средним временем пребывания воды 44 дня удерживал до 90% общего фосфора, что согласовывалось с прогнозом модели Бенндорфа и Путца [161; 162] и обеспечивалось за счет седиментации и поглощения фосфора макрофитами [525].

В Зайденбахском водохранилище (Saidenbach Reservoir) в Германии дамбы функционируют на каждом из четырех притоков. Связывание растворенного реакционного фосфора приближалось к 50% при 4-дневном времени удержания воды, что соответствовало прогнозам [161; 162]. Снижение общего фосфора в водоеме было ниже, чем предполагалось. Причиной этого было заиливание в результате большого интервала времени между выемками накопившихся донных отложений, которые были значительно насыщены фосфором [489].

Мелководный (средняя глубина 2,5 м) резервуар со средним временем пребывания 1,5 дня обеспечивал более низкое удерживание фосфора, чем прогнозировалось моделью Бенндорфа и Путца [161; 162] из-за низкой скорости седиментации зеленых водорослей и высокой внутренней фосфорной нагрузки [555].

Проектирование дамбы желательно осуществлять одновременно со строительством основного водохранилища, по-

скольку в ином случае может быть недостаточно места для расположения дамбы нужного рассчитанного объема (т.е. она может быть слишком мала по площади).

Важно отметить, что глубокие водоемы обычно быстрее реагируют на сокращение внешней нагрузки, чем мелководные. Неглубокие озера сложнее восстанавливаются из-за постоянно происходящего ветрового перемешивания водной толщи, что обуславливает интенсивное поступление биогенных элементов из донных отложений непосредственно в фотический слой, вызывающих возобновление «цветения». Скорость высвобождения веществ в таких водоемах бывает выше, чем даже при восстановительных условиях стратифицированных озер. Особенно высокая скорость (20–50 мг/м² в день) может наблюдаться при низких значениях отношения Fe:P, интенсивном ветровом перемешивании и высоких значениях pH. Внутреннее поступление фосфора активизируется в летний период в связи с повышением температуры и биологической активностью. Снижение вклада такой нагрузки может занять несколько десятилетий [525].

Таким образом, пролиферацию цианобактерий можно эффективно контролировать снижением внешней нагрузки биогенных элементов с учетом особенностей водоема и характера источника поступления биогенов:

1. В озерах с выраженным эпилимнионом для предотвращения цианобактериальных «цветений» необходимо снижение концентрации общего фосфора ниже 20–50 мкг/л. Причем в пределах указанного диапазона концентрация, вызывающая смену доминирования, для озер с интенсивно перемешиваемым эпилимнионом будет ниже, а для мелководных – выше.

2. Эффективность восстановительных процедур зависит от уровня, до которого может быть уменьшена внешняя нагрузка фосфора, и степени проточности водоема для разбавления содержания фосфора, высвобождающегося из верхних слоев донных отложений и находящегося в озерной воде. Достаточно сильное снижение общего фосфора ниже критической нагрузки в сочетании с высокой степенью проточности может способствовать быстрому восстановлению даже гипертрофных озер.

3. Для озер и водохранилищ, в которых основным источником поступления фосфора является один точечный источник (как правило, станция очистки сточных вод), предпочтительнее

будет модернизация очистных сооружений. В случае, если один основной приток водоема несет высокую долю сточных вод из одного или нескольких источников, эффективным будет удаление фосфора из воды вблизи места впадения притока в водный объект [163; 319].

Диффузные источники биогенных элементов являются основными угрозами пресной воде, и их воздействие увеличивается по мере увеличения численности населения. Связанные с этим проблемы заключаются не только в изменении качества воды, но и в сложности их контроля. Обсуждаемые методы не являются панацеей и служат лишь для снижения поступающей биогенной нагрузки при использовании комплексных оздоровительных мер. Все эти методы характеризуются долгосрочной экономической эффективностью [269].

1.1.1.2. Выведение из водоема питательных веществ

Количество фосфора в водоеме может быть снижено при сокращении внешней нагрузки, а также путем уменьшения поступления из донных отложений при использовании методов пассивного или активного изолирования дна, аэрации, оксигенации, внесения нитратов [525].

" " "

Пассивная изоляция донных отложений с использованием физических методов предусматривает создание искусственного барьера между ними и водой. Такой барьер минимизирует возможность поступления в воду биогенных элементов и других опасных веществ. Покрывающий материал распределяют на поверхности донных отложений. Для этих целей применяются мелкозернистые материалы, такие как кальцит, песок, различные глинистые минералы. В настоящее время также активно используют цеолиты, активированный уголь, полимерные пленки, геотекстиль и т.д. При этом удельный вес покрывающего материала не должен превышать 1,2–1,3 г/см³, чтобы предотвратить его погружение в донные отложения. В мелководных водоемах изоляция донных отложений может быть неэффективной вследствие постоянного взмучивания и перераспределения покрывающего материала, а в глубоководных – из-за сложностей с распределением материалов на больших глубинах и существенных денежных затрат в случае крупных водоемов [71]0

" " "

Различные химические вещества также могут быть использованы в качестве специфического барьера при внесении их в избытке. Данный подход применяется в методе инактивации фосфора, т.е. удалении доступного фосфора из водной толщи и замедлении обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды. Связывание свободного фосфора осуществляется путем его осаждения при взаимодействии с химическими реагентами, которые вносят непосредственно в воду. В качестве реагентов наиболее широко применяются соединения алюминия, железа и кальция [381].

" " "

С момента первого задокументированного использования этого метода на оз. Лангхон (Långsjön) в Швеции в 1968 г. [525] было проведено более сотни обработок озер соединениями алюминия. В опубликованных работах отмечалась эффективность метода в снижении выделения фосфора из осадка и наблюдалось улучшение трофического состояния водоема. Однако выбор данного метода воздействия должен быть основан на данных, полученных в предварительных исследованиях водоемов. Установлено, что применение метода инактивации фосфора (внутренней нагрузки) с использованием соединений алюминия будет целесообразно в водоемах с незначительным уровнем поступления фосфора из внешних источников.

Для лучшего понимания процессов инактивации фосфора следует рассмотреть параметры, влияющие на поведение соединений алюминия в водоеме.

Отмечается значительное влияние рН воды на растворимость и образующиеся продукты гидролиза соединений алюминия. При значениях рН воды, характерных для большинства пресноводных озер (6–8), доминирующей формой являются нерастворимые соединения гидроксида алюминия ($\text{Al}(\text{OH})_3$), обладающие наилучшей способностью к захвату и удерживанию соединений фосфора. При $\text{pH} < 4$ преобладающей формой становится алюминий в ионной форме (Al^{3+}), которая является острой токсичной для гидробионтов, в особенности для рыб в концентрациях от 0,1 до 0,2 мг/л [525]. При высоких значениях рН (> 8), например в случае интенсивного фотосинтеза, образуется

амфотерный алюминат-ион ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$), при этом растворимость соединений алюминия растет, что также ведет к высвобождению связанного фосфора [71]0

Изменение pH, а именно существенное его снижение, при обработке соединениями алюминия может произойти в водоемах с низкой и средней карбонатной щелочностью (<30 и 30–50 мг CaCO_3 /л). При этом будет возрастать доля токсичных форм, таких как Al^{3+} и $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ [525]. В этом случае для снижения возможных негативных эффектов можно использовать сопутствующее внесение веществ, повышающих щелочность водоема (например, гидроксида натрия, кальция или карбоната натрия), либо создание буферности в водоеме для поддержания pH в диапазоне 6–8, что достигается, например, при использовании алюмината натрия $\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$ или готовых коммерческих препаратов, уже содержащих в своем составе буфер, например, PHOSCLEAR™ (смесь сульфата алюминия 60–85% и кальцинированной соды 15–40%) [71]0

Обработка соединениями алюминия может приводить к появлению токсичных ионных форм алюминия в мелководных озерах, где наблюдается изменение (градиент) pH в водном столбе от дна к поверхности. Обычно вблизи границы раздела донный осадок/вода в стабильных водяных колоннах из-за микробного разложения pH относительно низкий (<7). Однако в зоне фотосинтеза в условиях высокого pH в мелководных озерах также возможен контакт либо с поверхностью донных отложений, либо с ресуспендированными осадками [389; 546].

Также необходимо учитывать изменения температуры, снижение которой будет способствовать замедлению хлопьеобразования и появлению ионов $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, токсичных для гидробионтов. Высокая скорость ветра, вызывающая сильное волнение на поверхности водоема, может оказать влияние на равномерное распределение вносимых реагентов по акватории.

Время года также имеет значение для внесения соединений алюминия с целью инактивации фосфора. Например, весной наблюдаемое высокое содержание минерального фосфора в воде водоема приводит к связыванию всего внесенного реагента и, следовательно, к его недостатку для реакции с фосфором донных отложений. Помимо этого стоит учитывать, что из-за активного усвоения диатомовыми водорослями кремния в ве-

сеннем пике своего развития будет наблюдаться его недостаток. Кремний является хорошим блокатором токсичных форм алюминия.

Летнее внесение, непосредственно перед «цветением» цианобактериями, представляется оптимальным. Также подходящим вариантом является проведение мероприятий ранней осенью, в конце вегетационного цикла [525]. Можно рекомендовать постепенное внесение солей алюминия небольшими порциями, т.к. единовременное добавление большой дозы будет менее эффективным.

Стоит отметить, что улучшение трофического состояния водоема будет более значительным при активной диффузии фосфора из осадков, а также в непрерывно перемешиваемых или полимиктических озерах. Кроме того, низкая интенсивность водообмена водоема способствует повышению эффективности фосфорсвязывающих добавок [337].

Процедура инактивации фосфора соединениями алюминия была применена в водоемах США: заливе Айрондеквойт (Irondequoit Bay) и оз. Онтарио (Lake Ontario). На территории 305 га [525] было внесено 936 т соединений (в пересчете на алюминий – до концентрации 12,2 мг/л) [286]. Причем контроль выделения фосфора проводится в течение длительного времени [525; 641]. Обработка с целью инактивации может быть недостаточно эффективной из-за применения низких доз реагентов, неравномерного распределения слоя $Al(OH)_3$ по поверхности водоема вследствие ветрового перемешивания, влияния макрофитов или поступления большой внешней фосфорной нагрузки.

“ “ “ “ “

В водоемах с высокими рН (вплоть до 11) соединения железа более предпочтительны для использования с целью осаждения фосфора по сравнению с применением соединений алюминия, поскольку внесение солей железа не приводит к снижению рН и образованию токсичных соединений. Гидроксид железа, осаждаясь, сорбирует фосфор из водной толщи и образует окисленные микрозоны на поверхности донных отложений. В них он удерживает фосфор и препятствует его обратному поступлению в воду.

Однако при использовании солей железа низкий окислительно-восстановительный потенциал в донных отложениях может способствовать высвобождению фосфора из комплексов с железом [525]. Тем не менее применение железосодержащих соединений может быть эффективным в аэробных осадках с низким соотношением железо:фосфор.

При наличии температурной стратификации слой гипolimниона оказывается устойчиво изолированным на период от нескольких дней до нескольких недель (полимиктические озера) или же до нескольких месяцев (димиктические озера). В отсутствие фотосинтеза и естественной аэрации (за счет перемешивания) величина pH и особенно содержание растворенного кислорода падают. В случае снижения концентрации кислорода < 1 мг/л происходит исчезновение окисленных микрозон и микроорганизмы начинают использовать железо в качестве альтернативного акцептора электронов. В восстановленной форме железо хорошо растворимо, вследствие чего начинается высвобождение связанного с ним фосфора. Подобное может происходить и в мелководных эвтрофных водоемах в короткие периоды температурной стабильности. Здесь главным фактором будет ветровое воздействие. Кроме того, можно выделить и суточную динамику этого процесса, когда в литоральной зоне водоема фосфор связывается в дневное время и высвобождается ночью. Микроорганизмы напрямую влияют на содержание фосфора в воде, активно участвуя в процессах минерализации органических веществ.

Несмотря на то, что в димиктических стратифицированных водоемах постоянно отсутствует кислород в придонных горизонтах, амплитуда поступления фосфора из донных отложений будет больше в мелководных водоемах, без температурной стратификации, и связана она сильнее с трофическим статусом, нежели с глубиной [525]. Кроме этого, литоральная зона водоема может являться более мощным внутренним источником биогенных элементов, нежели его профундальная часть.

Исследование 15 мелких озер в Дании показало, что внутренняя фосфорная нагрузка эффективно контролировалась соединениями железа в случае, если отношение общего железа к общему фосфору в поверхностных слоях осадка было ≥ 15 по массе [357]. В озерах с $\text{Fe:P} < 15$ отмечали более высокие

концентрации общего фосфора, поэтому добавление железа в этом случае будет эффективно, особенно если в столбе воды содержится достаточное количество кислорода [594; 630].

Зависимость реакций фосфора с железом от редокс-потенциала и величины рН дает основание говорить о хороших результатах, особенно при использовании дополнительных мер для поддержания окислительных условий, например, аэрировании и искусственной дестратификации.

" " " " "

Соединения кальция, в основном гидроксид (известь) и карбонат кальция (кальцит), также влияют на концентрацию фосфора, причем их использование более безопасно по сравнению с соединениями алюминия и железа [338]. При более высоком рН, избытке кальция и фосфора могут образовываться гидроксиапатиты, которые, в отличие от гидроксида железа или алюминия, обладают наименьшей растворимостью при $\text{pH} > 9,5$, и наоборот, растворимость кальцита и гидроксиапатита значительно возрастает с ростом концентрации CO_2 и снижением рН. Последнее особенно характерно для слоя гипolimниона. Таким образом, подщелачивание придонных слоев воды приводит к успешному использованию данного связывающего реагента, так же как и соединений железа [525].

Осаждение с использованием кальцита является значительным регулятором продуктивности водорослей в озерах с жесткой водой посредством сорбции фосфора [471]. Например, установлено снижение выделения фосфора из осадка при исходном уровне поступления более 30 мг/м^2 в сутки в оз. Фельдбергер Хаусзее (Feldberger Haussee) в Германии после применения процедуры осаждения кальцитом [371; 525].

В другой работе отмечено значительное улучшение состояния эвтрофного озера с жесткой водой после использования гидроксида кальция с целью связывания фосфора в эпилимнионе. При этом наблюдали повышение прозрачности воды, а цианобактерии удаляли при помощи флокуляции. Отрицательной стороной можно считать растворение образовавшегося осадка в течение лета в гипolimнионе и отсутствие долгосрочного эффекта, а положительной – отсутствие токсичных соединений

и воздействия на биоту (например, по сравнению с обработкой альгицидами, в частности сульфатом меди) [451].

В эвтрофных слабо стратифицированных озерах с жесткой водой, высоким pH (до 10) в периоды «цветения» *Crj cph qo gppr*" spp.. выраженной аноксией и высоким содержанием общего фосфора в глубинных придонных слоях, применялось внесение извести в качестве суспензии в поверхностные слои озера в течение 6 лет. Отмечали значительное улучшение качества воды в озере за 7-летний период, выраженное в снижении количества общего фосфора и хлорофилла (Хл *c*) на 91 и 79% соответственно [452; 503; 504].

Отмечается, что по сравнению с CaCO_3 гашеная известь $\text{Ca}(\text{OH})_2$ является более эффективной для связывания фосфора, возможно, вследствие большей растворимости и образования при добавлении в воду кристаллов малого размера с большой площадью поверхности, что обеспечивает больше мест связывания для фосфора. Известны случаи эффективного применения извести в озере Шмалер Луцин (Schmaler Luzin) (134 га, максимальная глубина 34 м) в северной Германии в течение двух лет [247]. Известь вводили в гиполимнион и дополнительно использовали аэрацию для достижения равномерного распределения суспензии. Результатом являлось снижение содержания растворенного и общего фосфора на 50 и 25% во всем озере и от 90 до 20 мг/л и от 120 до 40 мг/л в гиполимнионе [247]. Гиполимническое введение кальцита также эффективно уменьшало растворенный реакционноспособный фосфор и общий фосфор в озере Даговзее (Dagowsee) в Германии [246].

Отмечено эффективное связывание фосфора в донных осадках в экспериментах с озерными отложениями с использованием гипса $\text{Ca}(\text{SO}_4)$, особенно феррогипса, как *in situ*, так и в лаборатории [554; 621].

Преимущество извести состоит в том, что она относительно недорога и не вызывает токсических эффектов (при $\text{pH} < 10$). В случае, когда в водоеме возможно повышение pH, для создания буферности возможна комбинация квасцов с известью [149].

Новыми реагентами для удаления фосфора из водной толщи стали соединения на основе глинистых минералов. К ним относятся бентонитовая глина и модифицированные препараты

на ее основе [538], например, PHOSLOCK™ – бентонит, обогащенный лантаном [71].

Также инновационным подходом для целей восстановления можно считать применение магнитных нано- и микрочастиц на основе железа и магнетита с их последующей сепарацией в магнитном поле, однако данный метод в настоящее время пока находится в стадии разработки.

" *OTkrqz/* "

Метод контроля внутренней нагрузки фосфора путем окисления донных отложений, названный Riplox [535], применим для окисления верхних 15–20 см слоев анаэробных озерных осадков, в которых окислительно-восстановительные реакции железа контролируют обмен фосфора между осадком и водой озера. При окислении органического вещества путем увеличения денитрификации должно происходить большее связывание распределенного в осадке фосфора с комплексами гидроксида железа, что приводит к снижению скорости высвобождения фосфора [535; 536]. Кроме того, восстановление сульфата предотвращается, тем самым снижая образование сульфида железа и оставляя железо доступным для комплексообразования с фосфором.

Вероятно, что высокие концентрации внутриосадочного фосфора, которые могут приводить к высокой внутренней нагрузке фосфора, в основном обусловлены обменными процессами [536]. Чтобы разрушить органическое вещество в отложениях и тем самым вернуть окисленное состояние, в осадок вводят раствор $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ для стимуляции денитрификации. Нитраты являются предпочтительными в качестве акцептора электронов, а их раствор лучше проникает в осадок. Применение нитратов более эффективно по сравнению с добавлением кислорода в придонные слои. Сначала добавляют хлорид железа FeCl_3 для удаления сероводорода H_2S и образования гидроксида железа $\text{Fe}(\text{OH})_3$, который затем связывается с фосфором из донных отложений. Затем вводится известь $\text{Ca}(\text{OH})_2$, чтобы повысить pH до оптимального и стимулировать микробную денитрификацию. Поскольку окислительно-восстановительный потенциал для восстановления нитратов выше, чем для восстановления железа, реакции с последним происходить не будут, и фосфор останется

связанным в комплексе с соединениями трехвалентного железа [275]. Химические растворы вводят впрыскиванием непосредственно в осадок. Осадок разрушается на глубину около 20 см, и химические растворы вводят в него через трубки. Подобное устройство было описано для использования в небольшом (4,2 га), мелководном (2 м) оз. Лиллехон (Lillesjön) в Швеции [535].

В случаях, когда значения pH достаточно высоки для протекания денитрификации, а содержания железа в осадках достаточно (30–50 мг/г) для связывания с фосфором, добавка хлорида железа и извести может оказаться ненужной. Если доза нитрата кальция была достаточной, добавление железа и извести является необязательным [651].

Таким образом, необходимость всех трех ингредиентов и требуемые дозы должны быть установлены с помощью лабораторных экспериментов для каждого конкретного осадка в озере посредством изучения ряда добавок нитрата кальция с добавлением железа и без него. Кроме того, необходимо определить содержание железа и серы в отложениях для оценки доступности железа для комплексообразования с фосфором.

Несмотря на высокую стоимость, этот метод представляется эффективной альтернативой обработке квасцами для инактивации осадочного фосфора. Реагенты вводятся непосредственно в осадки и находятся преимущественно там. Потенциальная токсичность для животных при применении Riplox не установлена.

Кроме того, достигнутые эффекты могут быть более долговременными, чем при применении соединений алюминия, которые только первоначально покрывают осадок, а затем имеют тенденцию к осаждению и распределению через толщу осадка, оставляя поверхности старых и новых осадков в контакте с водой. При использовании метода окисления осадков обнаружено, что потребность в кислороде в донных отложениях оставалась низкой в течение 8 лет после обработки оз. Лиллехон (Lillesjön) в Швеции, что указывает на эффективное удаление органического вещества [537].

Метод окисления осадка может иметь различную эффективность в зависимости от физико-химических характеристик озера и его гидробиологических параметров. Например, метод будет подходить, если внутренняя нагрузка по фосфору в водо-

еме контролируется окислительно-восстановительными реакциями железа. Напротив, применение метода будет нецелесообразно летом в мелководных озерах с высокими значениями pH и температурой в придонных слоях воды [525].

Основным препятствием для выбора Riplox по сравнению с другими реагентами (например, квасцами) является недостаток информации об успешных случаях применения. Озеро Лиллехон в Швеции является единственным случаем, когда была применена экспериментально рассчитанная доза. После обработки содержание фосфора в озере существенно уменьшилось, и окисленное состояние осадка сохранялось. В озерах Трекантен (Trekanten) в Швеции и Лонг (Long Lake) в штате Миннесота (США) внешняя нагрузка по фосфору, по-видимому, оставалась слишком высокой для значительного восстановления водоема. В оз. Уайт Лох (White Lough) в Ирландии наблюдались ожидаемые результаты, несмотря на то, что была применена заниженная доза. Окисление осадка (по методу Riplox) представляет альтернативу обработке квасцами и дноуглубительным работам в качестве долгосрочного контроля внутренней нагрузки фосфора, обусловленной высвобождением из анаэробного осадка [525].

Riplox-метод должен применяться в озерах, в которых анаэробное выделение фосфора является основным источником его поступления в водоем. Предварительно эксперименты по обработке осадка следует проводить *in vitro* [536; 651], чтобы проверить потенциал метода до применения в озере. В модельных экспериментах в дополнение к анаэробным условиям следует точно имитировать pH и температуру, регистрируемые вблизи границы раздела осадок-вода или во время ресуспендирования в озере. Необходимо проведение дублирующих экспериментов, иначе потенциал метода может быть переоценен. Подобные проблемы могут чаще возникать при использовании квасцов при высоких pH при ресуспендировании. При использовании метода Riplox или квасцов, если доза реагентов адекватна, то внутренняя нагрузка фосфора снижается (при условии низкой внешней нагрузки), повышение уровня pH не будет происходить, поскольку снижается биомасса водорослей и уменьшается фотосинтез.

Одним из неблагоприятных условий для азот-фиксирующих цианобактерий, хорошо развивающихся при высоком содержании фосфора и низком содержании азота, могут быть воды, обогащенные нитратами. Метод добавления нитрата в гиполимнион был испытан на небольшом по площади (10 га), стратифицированном (максимальная глубина 7,6 м) оз. Линг (Lyng) в Дании [588]. Нитраты добавляли на 5 м в пятикратно растворенной и гранулированной форме в течение 1995 и 1996 гг. с расходом 8–10 г/м² в год. Наблюдалось улучшение удержания фосфора в осадке, общий фосфор в гиполимнионе уменьшился на 23–52%, после обработки заметно уменьшался запах. Содержание растворенного фосфора в воде составляло 1 мг/л, однако примененная доза нитрата была намного меньше, чем в эксперименте в оз. Лиллехон (Lillesjön) в Швеции. Метод добавления нитратов является менее дорогостоящим по сравнению с Riplox-методом и заслуживает дальнейшего изучения [525].

1.1.2. Ускорение процессов удаления веществ

Уменьшить количество биогенных элементов в водоеме можно при помощи ускорения процессов удаления, таких как усиление проточности и разбавление чистой водой, изъятие вод гиполимниона, внешнего удаления на специализированных станциях очистки, а также при помощи выемки донных отложений.

1.1.2.1. Разбавление и усиление проточности

Методы усиления проточности и разбавления водой с низким содержанием биогенных веществ могут быть достаточно эффективными для улучшения состояния эвтрофного водоема. Эффективность обработки достигается за счет снижения концентрации лимитирующего биогенного элемента (в случае разбавления) и увеличения скорости обмена воды (в случае усиления проточности).

Поддержание низкой биомассы фитопланктона за счет высоких естественных скоростей разбавления и усиления проточности – хорошо известное явление [241; 244; 644]. При использовании этих методов теоретически снижаются потери на осаждение, поэтому при интенсивном водообмене концентрация общего фосфора в озере будет равна концентрации фосфора в поступающей воде. Этот подход может использоваться для водохранилищ, которые, как правило, имеют сроки водооб-

мена короче, чем в озерах, и поэтому будут вести себя скорее как проточные системы [438].

Разбавление может быть эффективным тогда, когда скорость обмена воды недостаточна для вымывания биомассы водорослей. Метод разбавления применим при наличии больших объемов доступной чистой воды, а на его эффективность влияет содержание биогенных элементов в воде, используемой для разбавления [525].

В качестве источника водоснабжения могут выступать речные, озерные и подземные воды. Однако нужно отметить, что поступление водных масс, отличающихся по химическому составу от исходных, может привести к изменениям в структуре аборигенных водных сообществ. Усиление проточности как оздоровительное мероприятие наиболее эффективно при достижении скорости водообмена, составляющего 10–15% от объема озера в сутки [71].

Увеличение скорости промывки может оказывать косвенное влияние на концентрацию фосфора в водоеме путем снижения седиментации соединений фосфора [613]. В некоторых случаях эти процессы могут противодействовать положительному эффекту разбавления, поскольку уменьшение концентрации примесей в добавляемой воде способствует уменьшению концентрации в водоеме, но ресуспендирование донных отложений будет повышать концентрацию фосфора в воде водоема [612]. Было показано, что увеличение скорости промывки в мелководных водоемах даже в случае использования воды с низким содержанием биогенных элементов приводит к повышению концентрации фосфора в воде водоема из-за значительного вклада от ресуспендирования донных отложений. Если скорость промывки более одного объема в год, то ресуспендированные осадки не будут успевать седиментироваться и могут вымываться потоком воды из водоема, что будет способствовать снижению в нем концентрации биогенных элементов [612].

Примеры эффективного применения метода разбавления и усиления проточности были зафиксированы в нескольких озерах. Озеро Грин (Green Lake) в Сиэтле (штат Вашингтон, США) заметно улучшилось за счет разбавления начиная с 1960-х годов [463]. В оз. Мозес (Moses Lake), расположенном в восточной части штата Вашингтон (США), регулярно применяли разбавле-

ние водой из р. Колумбия с 1977 г., что привело к существенно-му улучшению качества воды в озере [642; 643; 645; 646]. Оздоровительные эффекты были достигнуты в оз. Блед (Bled) в Словении, которое разбавлялось водой из р. Радовна (Radovna) [581], и в оз. Снейк (Snake Lake), расположенном в штате Висконсин (США), которое было разбавлено объемом воды, эквивалентным трем объемам озера (5 га, средняя глубина 2,3 м) [172].

В оз. Ротзее (Rotsee) в Швейцарии в ходе эксперимента с использованием промывки речной водой для снижения уровня трофности, начатого в 1921–1922 гг., положительный результат длительное время не был достигнут из-за низких скоростей промывки, не обеспечивающих вынос биомассы, и высокого содержания биогенных элементов в промывочной воде, в которую поступали сточные воды из расположенного выше по течению г. Люцерн (Luzern). Однако после очистки сточных вод г. Люцерн от биогенных элементов положительный эффект был достигнут [525].

Разница между разбавлением и усилением проточности заключается в следующем: разбавление включает уменьшение концентрации питательных веществ в озере и вымывание водорослевых клеток, в то время как промывка может вызвать только последнее [525].

Для того чтобы разбавление было экономически эффективным, приточная вода должна содержать гораздо меньше биогенных элементов, чем озерная вода. Разбавление может быть достаточно эффективным в случае, если преобладающим источником фосфора являются донные отложения.

Для того чтобы усиление проточности было эффективно, скорость промывки должна быть соизмеримой со скоростью роста водорослей. Так, скорости подачи воды должны быть не менее 20% в день (от объема озера). Если имеется только вода с умеренной или высокой биогенной нагрузкой, промывка может быть эффективной только в случае, если скорость вымывания клеток будет выше скорости роста клетки.

Затраты сильно варьируют в зависимости от близости доступной воды. Например, при возможности отведения части речного потока через озеро.

Преимущества использования разбавления включают:

- относительно низкую стоимость (при доступности воды),
- эффективность (если принципиально возможно снижение содержания лимитирующих биогенных элементов),
- возможно снижение больших концентраций водорослей с помощью усиления проточности даже при умеренном или высоком содержании биогенных элементов в воде.

1.1.2.2. Искусственная аэрация

Искусственная аэрация является одним из первых предложенных методов обработки озер для контроля и удаления цианобактериальных «цветений». Методы аэрации и оксигенации (насыщение воздухом или кислородом соответственно) применяются для быстрого избавления от дефицита кислорода или, как временное решение, до тех пор, пока не окажутся эффективными другие восстановительные мероприятия. Аэрация может выполняться в течение летнего сезона непрерывно или периодически [144].

Основной механизм аэрации – нарушение водного столба с целью уменьшения доступности света, снижения концентрации фосфора и температуры воды. Как свет, так и питательные вещества являются важными факторами в регуляции плавучести цианобактерий, которая увеличивается при слабом освещении и снижается при сильном [342; 393; 607; 632]. Многочисленные исследования показали эффективность аэрации, однако влияние на показатели обилия и доминирования цианобактерий зависит от параметров водоема (стратифицированность, глубина, концентрация питательных веществ и тип донных отложений) и мощности аэрации [622].

Нежелательные эффекты стратификации водоемов заключаются в снижении содержания растворенного кислорода, увеличении концентрации биогенных элементов, снижении температуры в гипolimнионе. Вследствие этого создается восстановительная среда и могут образовываться сероводород и метан, что способствует установлению анаэробных условий, а скорость высвобождения фосфора из донных отложений значительно увеличивается. Использование аэрации приводит к искусственной дестратификации, вследствие чего растворенный кислород и биогенные элементы снова вовлекаются в круговорот веществ

в водной системе, а озеро становится изотермальным, при этом его оздоровление обычно происходит достаточно быстро [123]. Кроме того, аэрация и оксигенация способствуют улучшению условий существования рыб и других гидробионтов, особенно в пределах гипolimниона [582]. Однако возможен и обратный эффект, когда вследствие поступления повышенных количеств биогенных веществ в фотический слой интенсивность «цветения» водоема может существенным образом увеличиться.

Для насыщения кислородом водоема используют аэраторы, которые размещают в глубоком месте водоема. Снабжение аэратора кислородом осуществляется из расположенных на берегу баллонов. Насыщение кислородом проводят с большой осторожностью, чтобы не разрушить термоклин (например, с использованием системы ECO₂ SuperOxygenation™). Также глубоководные слои водоема могут быть обогащены кислородом при помощи полнолифтового механизма. В этом случае вода поднимается на поверхность для насыщения кислородом воздуха, а затем возвращается обратно. Для аэрирования мелководных озер эффективно используются гидропневматические помпы, водяные мельницы, искусственные водопады, а также фонтаны. В настоящее время разработаны и активно внедряются в практику аэраторы и аппараты для циркуляции водных масс, работающие на солнечных батареях. Это позволяет использовать их на водоемах без подвода электрических сетей с существенной экономией электроэнергии.

В литературе приводятся данные как положительного, так и не очень эффективного использования методов аэрации. Так, применение аэрации на «цветущем» оз. Далбанг (Dalbang) в Южной Корее в течение 6 лет (1995–2000 гг.) позволило сместить доминирование от цианобактерий (*Farkje qur gto wo* (*Cpdcgpc*)"spQ"*O ket qe {inku*"spQ) и зеленых к диатомовым водорослям (*Hici kctk "etqvpgpuki, Cwgtkpgnw "hqt o quc "i "Cwxequgk " i t cpiw*) [321]. Смещение доминирования, вероятно, было связано с понижением освещенности водного слоя, необходимой для роста цианобактерий. В результате аэрации были устранены цианобактериальные «цветения» и проблемы с запахом, однако наблюдалась более высокая биомасса фитопланктона [144]. В мелководном тропическом озере в Австралии в результате обработки также произошло смещение доминирования

от *E{rkpftqurgto qruku"tcekdqtunkk* и *Cpcdcgpc"vgpgtkecwku* к диатомовым водорослям [314].

Однако в оз. Його (Yogo) в Японии после применения системы аэрации по-прежнему доминировали цианобактерии (*Fqn'kej qurgto wo (Cpcdcgpc)" etcuic, Oketqe{uku" cgtwi kpgic, O0y gugpdgt i kk'i"Crj cplqo gpqp"nqu/cswcg*). Было отмечено, что мощность и интенсивность систем аэрации были недостаточными для дестратификации водоема. Поступление биогенных элементов из гипolimнитических в поверхностные слои способствовало активной вегетации цианобактерий [611]. Аэрация оз. Хуам (Juam) в Корее также не привела к уменьшению численности цианобактерий [319].

Насыщение гипolimниона кислородом в течение лета может быть дополнено полным перемешиванием водоема осенью при помощи интенсивной аэрации воздухом под давлением. Аэрация придонных вод может быть реализована посредством внешнего насыщения кислородом на береговой станции, где этот процесс может быть скомбинирован с удалением фосфора.

1.1.2.3. Искусственное перемешивание

Искусственное перемешивание может оказывать влияние на такие параметры, как температура водных слоев в глубоких водоемах [321; 625], насыщенность их кислородом [216; 220; 321; 406; 448; 625], кислотность [216; 220; 625], количество биогенных элементов, в частности фосфора [171], концентрация хлорофилла [321], зависимость значения биомассы от глубины перемешивания [242; 336; 414; 469], смещение доминирования от цианобактерий к диатомовым или зеленым водорослям [159; 220; 314; 315; 334; 595; 609; 625].

В случае необходимости локальной очистки от цианобактериальной биомассы (например, мест рекреационного пользования) можно применять перемешивание в горизонтальном направлении, которое основано на разбавлении, что препятствует образованию пленки цианобактерий на поверхности. Успешные случаи применения отмечены в Нидерландах в озере Цвемлуст, Ўтрехт (Zwemlust, Utrecht), и озере Брассемермер (Braassemermeer, Roelofarendsveen) [597].

Существует еще одна форма механического перемешивания – нагнетание теплой воды вниз (системы с нисходящим по-

током) или холодной воды вверх, что уменьшает разницу температур в термоклизе и, следовательно, потенциально вызывает перемешивание столба воды. Однако эта форма менее эффективна, чем аэрация [385; 602; 603], и использовалась реже [216]. В табл. 1.1 перечислены общие эффекты, возникающие при использовании искусственного перемешивания, и их влияние на различные группы водорослей и цианобактерий [572].

Таблица 1.1. **Влияние искусственного перемешивания на различные группы водорослей и цианобактерий**

Эффект, вызываемый искусственным перемешиванием	Цианобактерии	Диатомовые и зеленые водоросли
Увеличение концентрации биогенных элементов	+	+
Уменьшение прозрачности	—	—
Увеличение количества суспендированных частиц	—	—
Снижение устойчивости в столбе воды	—	+
Улучшение условий для рыб и зоопланктона	+/-	—

Наиболее часто применяется вертикальное перемешивание, которое распределяет цианобактерии по всему водному столбу. Это ограничивает доступность света для цианобактерий и уменьшает седиментационные потери других видов фитопланктона, что приводит к смещению доминирования цианобактерий [334; 335; 622; 624]. В лабораторных условиях [341] показано, что виды рода *Okeletia* более чувствительны к изменениям солнечного света, чем зеленые водоросли (*Ueglema* sp.), что было подтверждено в полевых экспериментах [444]. Таким образом, искусственное перемешивание или циркуляция, так же как и аэрация, способствуют дестратификации системы и влияют на рост фитопланктона [334; 622]. Однако в модельных экспериментах было показано, что различные виды цианобактерий по-разному реагируют на искусственное перемешивание.

вание. Так, отмечено замедление роста цианобактерий *Okef qef unku* и *F qke j ur gto wo* (*Cp cdc gpc*) и увеличение роста цианобактерий *R x p m q j tk 'ci ctf j k* [528; 622].

Для успешного применения искусственного перемешивания необходимо соблюдение следующих условий [597]:

- скорость перемешивания должна быть достаточно высокой для удерживания цианобактерий в турбулентном потоке;
- перемешивание должно быть глубоким с целью снижения освещенности;
- равномерное распределение аэраторов по территории озера (для вовлечения воды всего озера в искусственно индуцированный турбулентный поток).

В глубоководных водоемах с ровным дном метод перемешивания будет работать лучше всего, а в озерах со сложной батиметрией хуже. Для эффективности метода необходимо, чтобы в перемешивании участвовало не менее 80% объема водоема [610]. Кроме того, большая часть озера должна иметь глубоководные области (средняя глубина должна быть не менее 16 м, а при доминировании *Okef qef unku* spp не менее 30 м [622]. Для достижения лучшего результата непрерывное или прерывистое перемешивание должно проводиться в течение вегетационного периода цианобактерий [622].

Известны случаи эффективного применения искусственного перемешивания. Так, в озере Ниувермер (Nieuwe Meer, Амстердам, Нидерланды) доминирование сместилось от *Okef qef unku* к зеленым и диатомовым водорослям, а биомасса *Okef qef unku* spp. снизилась в 20 раз. При этом общая концентрация фосфора и нитратов не снижалась в результате обработки, однако существенно не влияла на трансформацию фитопланктона [367]. Вертикальное перемешивание также было успешным в озере Ниувермер (Nieuwe Meer, Амстердам, Нидерланды) [367] и в озере Цегерплас (Zegerplas), Нидерланды [598]. Смещение доминирования от цианобактерий к зеленым и диатомовым водорослям в водохранилище Т.Ховарда Дакета (Т. Howard Duckett Reservoir, штат Вирджиния, США) (глубина 13,4 м) происходило при промежуточных и высоких скоростях перемешивания. Низкие скорости перемешивания, высокие значения pH и содержания биогенных веществ не способствовали такой смене доминирования [314].

Вертикальное перемешивание в случае недостаточной глубины перемешивания может привести к усилению вегетации цианобактерий, поскольку из гипolimниона поступают дополнительные питательные вещества [154; 168; 333; 462; 597]. Поэтому численность цианобактерий не всегда снижается вследствие искусственного перемешивания [153; 385; 397; 468; 462; 611]. Из 24 экспериментов, проводимых в озерах, численность цианобактерий снизилась в 12 случаях, повысилась в 8 и не изменилась в 4 [423; 487].

Сообщалось, что перемешивающие устройства типа “Solarbee” улучшают качество воды даже в неглубоких водоемах. Однако в мелководном озере Краббеplas (Krabbeplas) (Нидерланды) применение “Solarbee” было неэффективно в борьбе с цианобактериальным «цветением» [418]. Негативные результаты применения “Solarbee” содержатся в работах [154; 169; 333].

Таким образом, искусственное перемешивание может способствовать сдвигу доминирования от цианобактерий к зеленым и диатомовым водорослям в более глубоких, стратифицированных озерах [622]. Однако для улучшения качества воды в долгосрочной перспективе основным условием остается снижение внешнего поступления биогенных веществ в водоем. В краткосрочной перспективе и в озерах с постоянным притоком эвтрофных рек искусственное перемешивание может быть временным решением для предотвращения цианобактериальных «цветений».

Методы перемешивания и аэрации тесно связаны между собой. При перемешивании всегда будет происходить насыщение кислородом слоев воды гипolimниона, что способствует уменьшению выделения фосфора из донных отложений, а при применении дополнительного оборудования (аэраторов) этот эффект будет проявляться сильнее. Значительным преимуществом искусственного перемешивания является возможность оказания положительного экологического воздействия на другие организмы в условиях высокой трофности водоема. Аэрация может быть дополнена внесением солей железа для дополнительного осаждения фосфора и снижения его биодоступности. Без такого сочетания методов воздействие на баланс фосфора будет ограничен периодом применения аэрации [337].

Недостатком метода является необходимость перемешивания в течение всего вегетационного периода, при этом затраты на установку, эксплуатацию и энергию искусственного перемешивания относительно высоки. Режим периодического перемешивания уменьшает затраты на энергию и может быть эффективен в отношении неколонизальных цианобактерий с относительно низкой скоростью флотации. Однако непрерывное перемешивание необходимо для подавления летних «цветений» колонизальных цианобактерий, таких как *Okeqefukki*, которые могут быстро воспользоваться установившейся стратификацией в период, когда перемешивание не проводилось."

Аэрация, как и интенсивная искусственная циркуляция (перемешивание), эффективны для оздоровления глубоководного стратифицированного водоема, поскольку улучшается насыщенность кислородом толщи воды, что приводит к снижению выделения фосфора из донных отложений и непосредственно влияет на биомассу и состав фитопланктона [252].

1.1.2.4. Отведение вод гипolimниона

При отведении водных масс гипolimниона ускоряется экспорт фосфора, а в придонную область поступает вода эпилимниона, в которой содержание питательных веществ, как правило, ниже. При исключении высокой внешней нагрузки уменьшается содержание общего фосфора в эпилимнионе. Кроме того, удаление вод гипolimниона, характеризующихся низким содержанием кислорода, улучшает окислительно-восстановительные условия в водоеме. Эффективность данного метода возрастает при длительном его применении (на протяжении нескольких лет) [71].

Для осуществления данного метода водозаборные трубы размещают в самой глубокой точке водоема на 1–2 м над дном, чтобы интенсифицировать удаление фосфора. Выпуск вод целесообразно организовывать ниже уровня водоема, так чтобы отвод происходил по сифонному принципу. Если выпуск расположен выше или вода подается на очистные сооружения, необходимо строительство насосных станций [337].

Удаление фосфора из отведенных вод может осуществляться на специализированных станциях очистки, расположенных либо на берегу, либо на плавающих платформах. При этом

одновременно осуществляется обогащение вод кислородом и удаление токсичных и биогенных веществ. Для этих целей применяются стандартные технологии водоочистки: осаждение, флокуляция, флотация, адсорбция, фильтрация. После очистки вода возвращается в водоем [525].

Существуют современные мобильные версии таких станций, например, береговой комплекс PELICON™, осуществляющий трехступенчатую очистку вод гипolimниона от биогенов (осаждение, флокуляция, флотация) и последующий возврат очищенных вод в водоем. Осаждение фосфора достигается при помощи внесения солей алюминия (сульфаты), железа (хлориды, сульфаты), глинистых минералов, извести [71].

Примером плавающей станции является установка NESSIE™, в ней в качестве фильтра используются пористые адсорбирующие гранулы с большой удельной поверхностью (300 м²/г), позволяющие удерживать до 60 г фосфора на 1 кг сорбента. После использования его можно применять в качестве удобрения. Кроме того, станция обладает гибридным солнечно-ветровым двигателем, что существенно снижает ее энергопотребление [381].

Первая выводная труба была установлена в 1956 г. в Кортковском озере (Польша) [255]. При подсчете баланса фосфора в 1999 и 2000 гг. было установлено, что в 3,7–4,7 раза больше фосфора вымывается из озера, чем поступает [255]. Данный метод был успешно применен в ряде европейских озер, включая Польшу, Германию и Финляндию [255; 461; 525]. Во всех случаях внутреннее поступление биогенов из обедненных кислородом отложений во время летней стратификации было значимым, и в большинстве случаев проводился контроль за внешним поступлением биогенов [461].

На основании данных о состоянии гипolimниона и эпилимниона в 12 озерах после применения метода отведения вод было отмечено, что максимальная концентрация общего фосфора в гипolimнионе снижалась практически во всех озерах, а в эпилимнионе уменьшалась в 8 случаях из 12. Таким образом, снижение содержания общего фосфора в гипolimнионе является прямым эффектом, а в эпилимнионе – косвенным [460]. Стоит отметить влияние длительности обработки. Так, после применения этого метода в течение первых пяти лет существенное

снижение общего фосфора из эпилимниона произошло только в четырех озерах [460].

Одним из успешных случаев гиполимнического отвода вод был эксперимент в озере Мауэнзее (Mauensee) в Швейцарии [284]. Предварительно было установлено, что в летние месяцы поступление фосфора из озерных отложений более чем в 200 раз превышало внешнее поступление биогенного элемента. Перед началом применения метода отведения вод внешнее поступление фосфора было снижено с 700 до 300 мг/м² в год [461]. Отведение гиполимнических вод осуществлялось на глубине (> 4 м) с расходом 4 м³/мин в течение 2,5 месяцев. Отмечалось заметное улучшение качества озера. Общий фосфор в гиполимнионе уменьшился на 1500 мг/л. Общий фосфор эпилимниона уменьшился на 60 мг/л [461]. Через 7 лет применения метода отмечали уменьшение биомассы *Quakr-wtke* во время летних максимумов с 152 до 41 г/м². Внутренняя нагрузка постепенно уменьшалась до четырехкратной от внешнего поступления. Выделение фосфора из осадков постепенно снижалось в течение шести лет наблюдения после установки. За это время удаление фосфора превысило внешнее поступление (360 кг/год) на 3700 кг, что свидетельствовало о выведении фосфора из донных осадков [525].

Во избежание негативного воздействия на качество воды ниже по течению из-за плохого качества перемещаемой воды могут потребоваться специальные меры предосторожности, например, применение внешней очистки или аэрация вод. Например, выводимые воды из озер Вононскопомук (Wononscopomuc) и Варамауг (Waramaug), штат Коннектикут, США, подвергались аэрации и механической очистке перед сливом вниз по течению, а конец заборной трубы в озере Варамауг (Waramaug) располагался выше, чтобы избежать внесения высоких концентраций биогенных элементов в месте слива [461]. Перемещаемая вода из австрийских озер Хехт (Hecht), Клопайнер (Klopeiner) и Крайгер (Kraigersee) содержала высокие концентрации токсичных веществ, поэтому в конце лета откачка воды была остановлена [525].

Таким образом, эффективность метода зависит от объемов отводимых вод, периодичности замены вод гиполимниона и длительности применения метода. Оптимальная периодич-

ность замены – несколько раз в течение периода стратификации. По данным экспериментальных наблюдений показано, что для улучшения качества озера (в том числе, эпилимниона) может потребоваться применение данного метода в течение не менее чем 3–5 сезонов [525].

Преимущества откачки вод из гипolimниона: 1) относительно низкие капитальные и операционные затраты, 2) установленная эффективность в значительной части случаев и 3) долговременный эффект.

1.1.2.5. Удаление донных отложений

Наблюдаемое в водоемах ускоренное накопление донных отложений может объясняться высокими скоростями поступления взвешенных веществ с водосбора или интенсивно протекающими процессами фотосинтеза. При этом в условиях одинаковой биогенной нагрузки мелководные озера являются более продуктивными, чем глубокие. Богатые органикой отложения и небольшой объем водоема приводят к неблагоприятным последствиям для содержания кислорода, вплоть до его полного дефицита. Из-за процессов взмучивания или вследствие изменения физико-химических условий аккумулярованные в донных отложениях биогенные элементы и токсичные вещества могут вторично поступать в воду, загрязняя ее и препятствуя быстрому оздоровлению водоема, несмотря на сокращение внешней нагрузки.

Выемка донных отложений (драгирование) – это полное или частичное удаление слоя осадков, содержащих большое количество биогенных элементов, тяжелых металлов и других опасных веществ. Целью драгирования может быть углубление мелководных водоемов, удаление аккумулярованных токсичных веществ, сокращение внутреннего поступления фосфора, контроль развития макрофитов.

Для эффективного применения метода драгирования необходимо проведение тщательной предварительной комплексной оценки водоема и его водосбора. Использование драгирования наиболее эффективно в озерах с высоким содержанием азота и фосфора в поверхностных слоях донных осадков [143; 160]. Глубина осадконакопления может значительно варьировать в зависимости от конфигурации бассейна. Горизонтальные про-

фили осадков обычно более однородны, чем вертикальные. Важно оценить вертикальное изменение содержания биогенных элементов в донных отложениях (от 0 до примерно 10 см) [496] с целью определения площади и глубины выемки обогащенного слоя осадка. Применение дноуглубительных работ должно быть наиболее эффективным в случае, если донные отложения являются основным источником внутренней нагрузки и содержание биогенов велико именно в верхних слоях донных отложений (не ниже 0,3–0,5 м). Если содержание фосфора распределено в осадках глубже, чем 0,5 м, то дноуглубительные работы приведут к соприкосновению глубоко расположенных запасов фосфора с водой и ожидаемого снижения внутренней нагрузки не произойдет [525]. Для дноуглубительных работ более пригодны мелководные водоемы, с большим содержанием органики в донных отложениях, с относительно небольшими площадями водосбора (10:1) [143; 160].

Кроме того, необходимо определить состав донных отложений. Так, если донные отложения представлены черным сульфидным сапропелем, нужны радикальные меры – механическое удаление донных отложений либо покрытие их слоем песка или пластиковыми покрытиями, чтобы предотвратить поступление биогенных веществ из донных отложений в воду [71].

Однако, несмотря на высокую эффективность, драгирование может иметь неблагоприятные последствия для водоема и прилегающих территорий. Например, удаление донных осадков часто приводит к значительному взмучиванию донных отложений, что ведет к высвобождению тяжелых металлов и других токсичных соединений, опасных как для гидробионтов, так и для водопользователей [90; 178; 294; 328; 435; 552; 591]. Такие токсиканты, как ПХБ, тяжелые металлы и ртуть, могут попадать из донных отложений в воду и далее аккумулироваться в водных организмах [178; 281; 302; 426; 450; 496; 591]. Поэтому при дноуглубительных работах по удалению загрязненных осадков необходимо принимать дополнительные меры предосторожности (выбор применяемой техники, специальные методы удаления, защитные экраны из полимерных материалов, окружающие район работ) [552].

Существуют два основных метода удаления отложений из пресноводных озер и водохранилищ. Первый – осушение

озера и удаление илистых осадков с помощью специального оборудования. Этот метод чаще используют в небольших водоемах [172]. Недостатками этого метода являются слив воды и обезвоживание дна бассейна перед работой оборудования. Такой вариант реализации метода более разрушителен для бентосного сообщества, чем дноуглубительные работы. При полном осушении бассейна может потребоваться до трех лет для восстановления донной фауны [193]. Этот подход был успешно применен на озере Стейнметц (Steinmetz Lake), Нью-Йорк, США [526]. Установлено, что при выемке отложений только с некоторых участков дна водоема период восстановления может варьировать от одного до двух лет [526]. В исследованиях Льюиса отмечено, что воздействие на донные сообщества, по-видимому, недолговечно и в целом приемлемо по сравнению с полученными более долгосрочными выгодами [408].

Второй, и наиболее распространенный, метод удаления осадков – дноуглубительные работы. Для его реализации обычно применяют механические и гидравлические типы экскаваторов [339].

В настоящее время известно более 600 апробированных технологий по очистке дна и дноуглублению водоемов. В зарубежной практике используют различного вида драги, а в отдельных случаях ковшовые экскаваторы. В водоемах с малыми площадями используют различные малогабаритные земснаряды, управляемые как непосредственно с их борта, так и дистанционным способом [119].

Важной проблемой является утилизация вынутых донных отложений. Условно чистый грунт может быть использован при планировке территории, устройстве дамб и строительстве дорог и т.п. Иногда они могут быть использованы в качестве удобрений на территории сельскохозяйственных угодий, что даже может приводить к повышению урожая кукурузы [408], суданской травы [256; 465].

Загрязненные осадки утилизируют с помощью термоокислительной деструкции, т.е. высокотемпературной обработки грунта при избыточном количестве кислорода воздуха. Для обезвреживания стойких органических загрязнителей (СОЗ) используют сжигание в щелочной среде [119].

Обоснованное (выбранное на основе предварительного исследования донных отложений) и правильно выполненное драгирование является очень эффективной мерой. Так, при удалении 40 см богатых поверхностных илов в озере Труммен (Trummen), Швеция, наблюдалось значительное оздоровление экосистемы (изменения качества воды и биоты). В результате дноуглубительных работ озеро продолжало оставаться мелким и эвтрофным, но удаление верхнего слоя донных осадков уменьшило общее содержание фосфора от 0,78 до 0,03 мг/кг [243; 526], суммарная концентрация азота также снизилась (на 80%, с 6,3 до 1,3 мг/л) [525]. Значительное сокращение количества биогенных элементов в озере привело к увеличению прозрачности воды, сокращению биомассы цианобактерий, а общее количество бентосных организмов мало изменилось [143]. Проведенные исследования свидетельствуют о сохранении высокого качества воды озера Труммен (Trummen), Швеция, на протяжении более 20 лет [526]. Аналогичные изменения наблюдались в озере Стейнметц (Steinmetz Lake), США, при удалении 25 см органических иловых осадков и их замене таким же количеством чистого песка [526]. В обоих случаях исследования донных отложений, проведенные до дноуглубительных работ, показали значительное содержание азота и фосфора в поверхностных слоях донных отложений по сравнению с более глубокими слоями. Восстановление озера Лилли (Lilly Lake), штат Висконсин, США, привело к увеличению рекреационного потенциала озера [526]. В озере Джанхон (Järnsjön), Швеция, драгирование также было успешным, однако потребовалось использование специального оборудования из-за сильного загрязнения донных отложений тяжелыми металлами (Cd, Cu, Pb и Hg) и ПХБ [166; 274].

Применение драгирования с целью снижения внутренней рециркуляции биогенных соединений бывает не всегда эффективно, однако это можно объяснить неполной предварительной оценкой и выемкой недостаточного количества грунта [176; 208; 287; 496; 547], неадекватно выбранным методом дноуглубительных работ [294] и/или отсутствием надлежащих мер на водосборной территории [526].

Таким образом, для успешного применения метода драгирования необходимо проведение тщательной предварительной

оценки баланса содержания биогенных веществ, включая распределение биогенных веществ в горизонтальном направлении и по вертикали донных отложений и историю озер, что помогает определить целесообразность, эффективность и ожидаемую долговечность дноуглубительных работ. Дноуглубительные работы могут быть разумной альтернативой в случае, когда добавление химических веществ в озеро запрещено.

В случаях, когда основным источником поступления биогенных элементов являются донные отложения, их удаление приведет к снижению скорости рециркуляции биогенных элементов, что улучшит качество воды в озере. Однако этот эффект будет временным, если продолжается поступление фосфора из внешних источников [382]. Сокращение внешней нагрузки фосфора в любом случае является первоочередной задачей в управлении и восстановлении озера.

Драгирование характеризуется более долгосрочным эффектом по сравнению с методом инактивации фосфора, поскольку источник биогенов удаляется, а не связывается на месте. Недостатками метода являются высокая стоимость и необходимость захоронения вынутого грунта.

1.1.3. Методы удаления биомассы

1.1.3.1. Механические методы удаления биомассы

В случае возникновения «цветений» в локальных местах (например, местах для купания или местах забора питьевой воды) требуются меры, приводящие к быстрым положительным результатам. Применяемые в подобных случаях меры включают в себя удаление биомассы, флокуляцию, промывку, вертикальное или горизонтальное перемешивание, усиление проточности. Выбор метода воздействия зависит от целей, которые необходимо выполнить, устраняемой проблемы (токсичность, биомасса водорослей, запах), рода цианобактерий и характеристик водоема (размер, глубина, изолированные или проточные воды, положение относительно преобладающего направления ветра и т.д.). Критический анализ эффективности некоторых мер представлен в работах [423; 597] (табл. 1.2).

Таблица 1.2. Анализ эффективности некоторых методов удаления биомассы

Метод	Категория	Глубина		Размер		Стоимость		Риск	
		Мелк.	Глуб.	Мал.	Бол.	Низк.	Выс.	Низк.	Выс.
Альгицид сульфат меди	УБ	+	+	+	+	+			+
Альгицид перекись водорода	УБ	+	+	+	+	+		+	
Флокуляция	УБ		+	+	+	+	+	+	+
Сбор биомассы	УБ	+	+	+		+		+	+
Понижение времени водообмена	ПР	+		+		+	+	+	
Смывка слоя биомассы	ПР	+		+		+		+	+
Вертикальное перемешивание	ПМ		+		+		+	+	
Горизонтальное перемешивание	ПМ	+		+		+		+	+

Обозначения: категории УБ – удаление биомассы, ПР – промывка, ПМ – перемешивание.

Чем меньше размер озера, тем выше вероятность успеха применяемых действий. Отделение части водоема в более круп-

ных водоемах может быть реализовано с помощью плотин. Применение комплекса оздоровительных мер внутри отсека может оказаться оптимальным выбором, особенно для рекреационных зон.

Одним из свойств цианобактерий, способствующих успешному их развитию, является их способность регулировать собственную плавучесть, снижая тем самым скорость седиментации. Цианобактерии могут образовывать плотные маты при благоприятных погодных условиях (например, низкая турбулентность) [370]. В случае образования матов вблизи береговой линии возникает угроза здоровью населения из-за чрезвычайно высоких концентраций цианобактерий и цианотоксинов. Биомасса цианобактерий в этом случае может быть удалена поверхностным скиммированием (вакуумная очистка). В больших озерах в таком случае возникает проблема длительной транспортировки биомассы к берегу. Это делает метод эффективным только в небольших водоемах (например, городских прудах) или водоемах, которые разделены на отдельные части. Эффективность также зависит от плотности слоя матов. В случае плотных слоев количество биомассы может быть очень высоким. Потенциальная высокая токсичность снижает возможности утилизации биомассы. Собранная биомасса обрабатывается на станции очистки сточных вод либо утилизируется в ферментаторе.

1.1.3.2. Физические методы удаления биомассы

" на водоемы и содержащиеся в них водоросли является одной из самых новых технологий, относящейся к физическим методам воздействия. Ультразвуковые волны — это колебания высокой частоты. Ультразвук (УЗ) с частотой в диапазоне 20–200 кГц считается низкочастотным и используется в промышленности и терапии, а с частотой до 20 МГц применяется в медицинской диагностике [136] и при различных способах обработки воды [498].

При воздействии ультразвука на жидкость возникают специфические физические, химические и биологические эффекты (кавитация, капиллярный эффект, диспергирование, эмульгирование, дегазация, обеззараживание, локальный нагрев и др.). Эффект воздействия УЗ на микроорганизмы зависит от его интенсивности и может быть диаметрально противоположным

[11]. Так, при низких интенсивностях и малых временах воздействия ультразвук может стимулировать активность и рост микроорганизмов (что используют при кратковременной обработке активного ила на станциях аэрации для ускорения биологических и химических процессов в аэротенках при первичной очистке сточной воды) [1], а при больших интенсивностях подавлять и разрушать микроорганизмы, воздействуя на клеточные мембраны, вызывая их разрыв и нарушение механической целостности клеток. Установлено, что низкочастотный УЗ особенно опасен для микроорганизмов [1].

Длительная обработка воды ультразвуком большой мощности приводит к обеззараживанию воды [11]. Такая ультразвуковая обработка используется для дезинфекции балластной или сырой воды при производстве питьевой воды [325; 329]. Бактерицидное действие УЗ в основном вызвано кавитацией – образованием пустот, создающих большую разность давления, что ведет к разрыву клеточной оболочки и гибели бактериальной клетки [365; 456]. Кавитация возникает при интенсивностях звукового поля выше порогового значения $0,3\text{--}1,0\text{ Вт/см}^2$. Увеличение частоты приводит к повышению порогового значения интенсивности, соответствующего началу кавитации. Чем ниже частота, тем легче получить кавитацию, и тем более агрессивное воздействие оказывает последняя на обрабатываемый объект. Например, для обеззараживания необходима интенсивность УЗ более 2 Вт/см^2 при частоте $20\text{--}50\text{ кГц}$ [11]. Кроме того, при кавитации образуются активные радикалы, которые значительно ускоряют процессы окисления [11].

Предполагается, что путем ультразвукового воздействия на всю толщу водоема может осуществляться уничтожение колоний цианобактерий и блокироваться возможность их последующего развития в водоеме. Для достижения этой цели по акватории водного объекта устанавливают ряд ультразвуковых излучателей. В настоящее время в США, Канаде, Китае, Новой Зеландии, Нидерландах, Франции, Чили и Японии используются сертифицированные ультразвуковые излучатели, например, SonicSolutions™ (США) и LG Sonic™ (Нидерланды). Сообщается, что ультразвуковое излучение приборов SonicSolutions ограничивает рост большинства планктонных, нитчатых водорослей, а также мешает образованию биопленки [71].

Однако примеры успешного применения ультразвука в природных водоемах соседствуют с отрицательными отзывами об их работе [423]. Так, лабораторные исследования *in situ* продемонстрировали влияние ультразвука на рост цианобактерий [513; 661]. В подавляющем большинстве в успешных лабораторных исследованиях использовались мощные ультразвуковые устройства (например, 20–80 Вт [309]; 40–1200 Вт [405]), которые вызывают акустическую кавитацию. Однако такие относительно высокие интенсивности ультразвука неэффективно применять в озерах и прудах, т.к. в больших объемах затухание мощности ультразвуковых волн происходит достаточно быстро, и, следовательно, воздействие на цианобактерии будет значительно ослабевать с увеличением расстояния от излучателя [513].

В тоже время интенсивности большинства, если не всех, устройств, которые продаются для очистки озер, прудов и аквариумов, низки. Производители даже специально указывают, что «метод уничтожения водорослей основан не на кавитации» (URL8), а на создании (с помощью ультразвука) резонанса с последующим разрывом или коллапсом газовых пузырьков [513]. Однако расчеты резонансной частоты (f_h) газовых пузырьков показывают малую вероятность резонанса и последующего коллапса газовых пузырьков в цианобактериях (например, *Okeqefinku cgtwi kqic*) такими маломощными системами с низкочастотным ультразвуком (20–200 кГц).

Данное соображение подтверждается результатами практических работ. Полевые испытания, проведенные в Нидерландах в 2007 г. в течение 4 месяцев, не дали никаких доказательств влияния ультразвука на цианобактерии или фитопланктон [300] даже при небольшом количестве цианобактерий [369]. Исследовательская группа Ахна [138] отмечает отсутствие воздействия УЗ обработки пруда (при мощности $7,0 \cdot 10^{-8}$ Вт/мл) на рост фитопланктона. В работе Ли [404] заявленное снижение концентрации хлорофилла a в течение двух лет после ультразвуковой обработки (при мощности $5,5 \cdot 10^{-9}$ Вт/мл) является несущественным, поскольку попадает в интервал погрешности измерений. Основываясь на данных рисунка 4 из работы [404], уменьшение значений концентрации хлорофилла a (81 ± 56 мкг/л до и 74 ± 42 мкг/л после обработки) находилось в пределах погрешности измерения [418]. Стоит отметить, что применяемые

интенсивности УЗ в этих исследованиях ($0,115 \pm 0,084$ Вт/мл, при частоте 20–40 кГц) были намного ниже, чем в лабораторных экспериментах других 26 исследований [139; 277; 278; 309; 310; 365; 514; 539; 606; 660; 676].

В экспериментах с использованием преобразователей Flexidal AL-10 было показано отсутствие какого-либо воздействия на цианобактерии *E{npft qurgto qruku'tcekdqt unkk, Cpdcgpc" sp., "Oketqe{unku" cgtwi kpqic* даже в небольшом резервуаре объемом 800 мл и интенсивностью излучения $8,5 \cdot 10^{-4}$ Вт/мл [421; 422]. В то же время *Fcrjpk"o ci pc* была уничтожена в течение 15 минут [421]. В ходе других экспериментов с использованием преобразователей Flexidal AL-05 с ультразвуком не удалось очистить от смеси зеленых водорослей и цианобактерий емкости объемом 85 л в течение 25-дневного эксперимента [422]. В контрольном резервуаре *Fcrjpk* значительно подавляла развитие фитопланктона, эффективно очищая водоем в течение трех недель, в то время как ультразвуковая обработка приводила к гомогенизированной смеси живых и разрушенных клеток фитопланктона [422].

В работах [513; 661], в которых сообщается об отсутствии влияния ультразвука на нецелевые организмы (например, *Fcrjpk*) при использовании коммерческих установок, не проводили контрольных экспериментов для сравнения. Кроме того, кавитация может пагубно воздействовать на макрофиты [197; 658] и рыб [279], а в акустическом поле вблизи установок высокоинтенсивный ультразвук может быть опасен для любых организмов [405; 539].

Таким образом, эффекты воздействия ультразвука на цианобактерии могут быть сгруппированы следующим образом:

- высокоинтенсивный (мощный) ультразвук в небольших объемах разрушает цианобактерии, что может быть использовано преимущественно для очистки и стерилизации воды;
- высокоинтенсивный (мощный) ультразвук в больших объемах не оказывает губительного эффекта на цианобактерии, иногда приводя к разрыву нитей и колоний;
- низкоинтенсивный (мощный) ультразвук в небольших объемах не убивает цианобактерии, но вызывает разрушение нитей и некоторое снижение роста;

- ультразвук низкой интенсивности в больших объемах воды не влияет на цианобактерии [423].

Таким образом, вопрос использования ультразвука в природных водоемах требует дополнительного изучения.

1.1.3.3. Химические методы удаления биомассы

'''

При удалении биомассы с использованием метода флокуляции в осадок попадают все захваченные частицы, включая цианобактерии. Этот метод более эффективен для глубоких озер, поскольку в мелководных озерах индуцированное ветром перемешивание может привести к ресуспендированию цианобактериальных клеток [617]. Побочным эффектом может быть удаление зоопланктона [618].

Для флокуляции *Oketqefuku" cgtwi kqic* эффективно использование нескольких типов глин [479], бентонита и каолинита [623], озерных осадков [479; 480; 683]. В этом случае никакие аллохтонные добавки не вводятся.

Кроме того, при модификации биоразлагаемым хитозаном местных почв возможно их эффективное применение для аккумуляции *Oketqefuku" cgtwi kqic* из пресной воды [683]. В модельных экспериментах [479] отмечена эффективность удаления *Oketqefuku" cgtwi kqic* до 95% за 75 минут в зависимости от солености и модификации хитозана, используемого сепиолита и каолинита. Для изолированного участка площадью 32 м² озера Тайху (Taihu), Китай, была достигнута высокая эффективность удаления хлорофилла (99%) и растворенного фосфата (42%) с использованием местных почв, модифицированных хитозаном [480].

Соли на основе железа (хлорид железа (Fe³⁺), хлорид железа (Fe²⁺), сульфат железа (Fe³⁺)) или квасцы (нитрат алюминия, сульфат алюминия и полимерный полиалюминий хлорид (PAI_{Cl})) широко используются в основном для связывания фосфатов, а также для флокуляции водорослей [233; 353; 407]. Так, в работе [407] приведен пример успешной флокуляции *Rxptmuj tk" ci ct fj k* в рыбоводческом пруду с использованием PAI_{Cl}. Применение сульфатных соединений осложнено возможным образованием сульфида железа (FeS), что уменьшает способность связывания фосфатов озерных отложений [307].

Соединения железа являются менее подходящими в глубоких озерах из-за их склонности к окислительно-восстановительному процессу.

В связи с осаждением неорганических фосфатов при флокуляции водорослей могут потребоваться повторные обработки в отличие от механического удаления биомассы водорослей. Для повышения общей эффективности можно использовать обработку солями в сочетании с глиной. Это улучшает способность седиментации и минимизирует количество цианобактериальной биомассы. Отмечено, что использование комбинации хлорида полиалюминия ($\text{PAI}(\text{Cl})$) с обогащенной бентонитовой глиной ($\text{Phoslock}^{\text{TM}}$) более эффективно при удалении из водяного столба растворенного фосфата и цианобактерий за счет связывания их на дне озера [418].

"

Химические вещества используются при локальном «цветении» в небольших водоемах и водохранилищах. Однако применение химической обработки для ликвидации «цветения» в целом нежелательно из-за негативных последствий, которые могут оказывать альгициды на экосистему водоема. Альгициды следует использовать только при низкой численности цианобактерий, чтобы избежать чрезмерного выделения цианотоксинов после разрушения клеток [207; 363; 493]. Многие альгициды, несмотря на эффективность процессов деградации цианотоксинов и разрушения цианобактериальных клеток [268], не применимы в озерах из-за соображений экологической безопасности. Так, хлор [227; 671], перманганат калия [411] и озон [218; 672] могут использоваться только на очистных сооружениях, но неприменимы в озерах из-за неблагоприятного воздействия на другие водные организмы [597]. К альгицидам, используемым в природных водоемах, относят соединения меди, хлорид калия, перекись водорода, гербициды, химические вещества, полученные из природных соединений и др."

"

начали применять для ликвидации цианобактериальных «цветений» с 1904 года [445]. Существует несколько обзоров по использованию соединений меди для борьбы с водорослями [215; 239; 440; 441; 515; 526]. В природных водоемах применяются различные соединения меди: сульфат

меди, оксихлорид меди, комплексы, такие как этаноламиновый комплекс с медью или цитрат меди [188; 454; 510; 678] в диапазоне концентраций сотни микрограмм на литр [268; 354]. Механизм альгицидного действия заключается в присутствии биодоступного иона Cu^{2+} , который может денатурировать ферменты, влиять на проницаемость мембраны и снижать активность фотосинтеза, поглощение фосфора и фиксацию азота [680].

Действительно, цианобактерии относятся к числу наиболее чувствительных к Cu^{2+} микроорганизмов. Токсичность меди для различных организмов, определенная в стандартных лабораторных условиях, снижается в ряду ракообразные (10 мкг/л), цианобактерии (20 мкг/л), диатомовые водоросли (100 мкг/л), улитки, амфибии и подводные макрофиты (100–400 мкг/л) вплоть до менее чувствительных организмов, таких как рыбы (400 мкг/л – 12 мг/л) [526; 569; 678]. В то же время следует учитывать, что биодоступность меди в водных экосистемах зависит от pH, органического углерода, карбонатной щелочности, ионной силы, наличия органических (например, гуминовых) веществ [434].

Действие меди на водоросли проявляется в течение нескольких дней, однако Cu^{2+} имеет тенденцию к осаждению, что препятствует проявлению альгицидной функции и накоплению в донных отложениях, повышая их токсичность [268; 510; 680].

Кроме того, для создания долговременного эффекта требуется проведение повторных обработок [354], а частое применение соединений меди может вызывать резистентность и сдвиги в составе сообщества фитопланктона с преобладанием устойчивых к меди водорослей [510; 544].

Экотоксикологические свойства любого альгицидного агента должны быть изучены *in situ* до фактического применения в экосистеме. Ионы меди являются активными окислительно-восстановительными агентами и могут мешать протеканию ряда важных биологических процессов, таких как ферментация и химическая трансформация, тем самым оказывая неблагоприятное воздействие на множество нецелевых водных видов.

При обработке токсических цианобактериальных «цветений» соединениями меди установлено высвобождение цианотоксинов, таких как микроцистин-LR. Так, внесение соединений меди в озеро Сентенари (Lake Centenary, Австралия) для подав-

ления гепатотоксического «цветения» *Oketqefunki* *gtwi kqquc* привело к лизису клеток и выделению микроцистинов, концентрация которых сохранялась на высоких уровнях (1300–1800 мг/л) [363], в сотни раз превышающих максимально допустимые концентрации для вод рекреационной зоны, установленные Всемирной организацией здравоохранения (20 мг/л для микроцистина-LR).

Несмотря на то, что соединения меди являются эффективными альгицидами, достигнутые эффекты после обработки ими непродолжительны, оказывают неблагоприятное воздействие на экосистему в целом и накапливаются в донных отложениях озер [238; 268; 354; 457; 526; 610]. Несколько штатов США начали понижать допустимую дозу или прекращать использование меди. Несмотря на эти соображения, медь по-прежнему остается одним из наиболее используемых альгицидов за рубежом [436]. В то же время соединения меди, как эффективные альгициды, могут использоваться на очистных сооружениях [442]."

В качестве метода селективной борьбы с токсическими цианобактериальными «цветениями» было предложено использование низких количеств ионов калия () [388; 486; 575]. Первоначально было установлено, что штамм *Oketqefunki* *cgtwi kqquc* РСС 7806 более чувствителен к низким концентрациям ионов калия (1–5 ммоль/л), чем к другим катионам щелочных металлов [486]. Однако недавнее исследование влияния ионов калия показало существенные различия в чувствительности у разных штаммов *Oketqefunki* [557]. Исходя из полученных результатов, применение соединений калия требует дальнейшего изучения [436]."

Учитывая экотоксикологический эффект соединений меди и других альгицидов, было предложено использование "

[437]. Перекись водорода является сильным окислителем, который широко используется в сочетании с УФ-светом для дезинфекции и обработки питьевой воды. Одним из основных преимуществ перекиси водорода является отсутствие токсичных остатков в окружающей среде, т.к. перекись распадается до воды и кислорода в течение нескольких часов или дней [252; 437; 511; 639].

Перекись водорода проявляет селективность в отношении цианобактерий [157; 253; 437; 639] и эффективна в concentra-

циях в 10 раз ниже, чем для воздействия на зеленые и диатомовые водоросли [255]. Действие перекиси на цианобактерии происходит в основном за счет образования гидроксильных радикалов, которые ингибируют фотосинтетический перенос электронов, выделение кислорода и фотосинтетическую активность.

Различная чувствительность видов цианобактерий к перекиси потенциально важна для борьбы с токсическими «цветениями». Например, численность *Fqrkej qur gto wo* "sp0 и *Oket qe{uku}*" sp. снижалась при воздействии концентраций перекиси 10 и 1,7 мг/л соответственно [372]. *Rrcpmqj tkz*" *twdguegpi* разрушался при использовании перекиси в дозе 1,7 мг/л в течение нескольких часов [157]. При 2 мг/л происходило эффективное и избирательное разрушение *Rrcpmqj tkz*" *ci ct fj kk* [437]. *Crj cpk qo gpqr*" *hqu/cswcg* ингибирует фиксацию азота при 0,9–3,4 мг/л (EC50, 22 ч) [493].

Озера, в которых доминируют *Oket qe{uku}*" *cgt wi kpqc*, *Crj cpk qo gpqr* и *Fqrkej qur gto wo*, успешно обрабатывали перекисью водорода в концентрациях 2,3–5 мг/л [436]. В лабораторных условиях 1–2 мг/л перекиси оказывали мягкие эффекты на *Oket qe{uku}*" *cgt wi kpqc*, в то время как 4–8 мг/л снижали эффективность фотосинтеза практически до нуля [422]. Воздействие перекиси на зоопланктон проявляется при концентрациях в диапазоне 4–10 мг/л в течение 24 ч [372; 562], а на некоторых моллюсках (например, *Ft gku gpc*" *r qif o qtr j c*) – при концентрациях 10 мг/л и выше [433; 562].

Таким образом, необходимая доза будет определяться не только количеством клеток, но и видом штамма. Поэтому рекомендуется оценить минимальную эффективную концентрацию перекиси перед ее применением [436]. При этом важно отметить, что до 40% предварительно протестированных озерных систем оказались непригодными для обработки вследствие наличия веществ, вызывающих быстрое разложение перекиси [639], поскольку было установлено, что скорость распада перекиси увеличивается с возрастанием биомассы водорослей, концентраций металлов и освещения [252].

При учете всех факторов было показано, что во избежание негативных воздействий на биоту водоема следует ограничить конечную концентрацию перекиси до 2,5 мг/л [438] или 5 мг/л, если скорость распада перекиси в озерной воде высока [639].

Следует заметить, что вносить перекись рекомендуется перед началом «цветения». Поскольку скорость ее деградации при наличии высокой биомассы в водоеме слишком высока, то вносимые концентрации должны быть значительно больше [436]. Кроме того, установлено, что после разового применения перекиси ее альгицидное воздействие на цианобактериальные «цветения» распространялось на весь текущий сезон, но не сохранялось на следующий год [436].

Обработка перекисью водорода была успешно применена в голландских озерах, которые имели широкий спектр видового разнообразия [437]. Рассчитанная эффективная доза варьировала от минимального уровня 2,3 мг/л для озер с доминированием *Rxrpmtqjtk*" ci ctfjkk до максимально допустимого верхнего предела 5 мг/л в озерах с доминированием *Oketqe{uku*" spp. Для озер, в которых доминируют азотфиксирующие цианобактериальные виды *Crj cplqo gpqp*"sp. и *Fqrkej qurgto wo* "sp., достаточная расчетная доза перекиси составила 3–4 мг/л. Также было отмечено разрушение выделившегося цианотоксина микроцистина в течение нескольких дней под воздействием перекиси [437].

Обработку низкими концентрациями перекиси водорода (0,003%) применяли для уничтожения в водоеме (Нидерланды) доминирующего рода *Rxrpmtqjtk*. Внесение перекиси привело к снижению плотности клеток цианобактерий на 99% за 10 дней без какого-либо наблюдаемого повреждения других видов. Тем не менее цианобактериальное «цветение» в озере возобновилось через несколько недель [144].

Преимущества:

- эффект от применения перекиси достигается быстро, и водоем безопасен для рекреационного использования через три дня;
- создается долгосрочный эффект воздействия при применении расчетных концентраций;
- использование перекиси в концентрациях, не превышающих рекомендованную максимальную дозу 5 мг/л, безопасно для макрофауны, рыб и водных растений;
- невысокая стоимость.

дов. Например, хиноны – уникальная группа природных соединений – продемонстрировали значительные перспективы при тестировании их эффективности в рыбоводческих прудах. Скрининговые биоаналитические исследования альгицидной эффективности продукта SeaKleen (бисульфит менадиона натрия) показали, что он избирательно токсичен по отношению к *Quekrwqtkc"rgtqtpcw* по сравнению с зеленой водорослью *Ugrgpcutwo"ecrtkeqtpwmo*. SeaKleen используется для контроля роста *Q0rgtqtpcw* в рыбоводческих прудах [565].

Известно, что 9,10-антрахинон в лабораторных условиях ингибирует фотосинтетический перенос электронов на реакционном центре PS II и тем самым может влиять на рост цианобактерий [563]. Однако в рыборазводных прудах это соединение незначительно уменьшало количество цианобактерий, возможно, из-за его быстрой седиментации [566]. Чтобы обеспечить лучшую растворимость, 9,10-антрахинон был модифицирован до антрахинона-59 (2-[метиламино-N-(1-метилэтил)]-9,10-антрахинон), проявляющего большую селективность по отношению к *Q0rgtqtpcw* [566].

Мощным ингибитором роста *Oketqefuku" spp.* является L-изоформа лизина [317; 374; 681]. Кроме того, L-лизин эффективен также против других видов цианобактерий, таких как *Rugwfcpcdcgpc"ctkewrcw* и *Rrcpmqvjtkc"rgtqtpcw*, но менее эффективен в отношении зеленой водоросли *Uegpgf guo wu" fko qtrj wu"* (Chlorophyta) [681]. Другие виды цианобактерий (*Quekrwqtkc" twdguegpi*, *Rj qto kf kwo " vgrwg*), а также виды Bacillariophyceae (*Ogrqukc"i tcpwrcw*, *E{enqvgrc"o gpgi j kpkpc*) и зеленых водорослей (*Uegpgf guo wu"cewmu*, *Rgfkcutwo"fwrgz*) были менее чувствительны к лизину [317].

Экстракт корня *Uy kpi ncs"i mlkpqcs*, содержащий 9 акридонов и 2 кумарина, ингибировал рост нескольких видов цианобактерий и зеленых водорослей, а *Xcnkupgtkc"urktcrku* выделял продукт окисления хлорофилла, 2-этил-3-метилмальдеимид, который ингибировал вегетацию *Oketqefuku"cgtwi kpqcs* [508].

С 80-х годов прошлого века для снижения роста цианобактерий применялась ячменная мука [156; 181; 348; 458; 647]. Однако на сегодняшний день получены неоднозначные результаты ее применения и отсутствует убедительная инфор-

мания о механизмах действия [135; 332; 348; 425; 453; 484; 506; 590; 662].

Недостатком аллелохимикатов является цена и их малодоступность, поскольку активные компоненты должны быть либо синтезированы в ходе, как правило, многоступенчатого синтеза, либо извлечены из растительного сырья в достаточно больших объемах. Поэтому текущие исследования в основном проводились в лабораторных, а не полевых условиях. В связи с этим их воздействие на экосистему водоемов еще не изучено.

"

Нanomатериалы в настоящее время используются во многих областях промышленности, медицины и в повседневной жизни. Для экологического применения установлен функциональный цианоцидный эффект, проявляемый наночастицами нуль-валентного железа (nZVI), который приводит к лизису клеток. После этого nZVI легко трансформируется в нетоксичный агрегированный $\text{Fe}(\text{OH})_3$, который способствует флокуляции фрагментов разрушенных клеток, связыванию соединений фосфора и постепенному осаждению цианобактериальной биомассы [430]. Однако метод с использованием nZVI для уменьшения цианобактериального «цветения» нуждается в дальнейшем изучении, включая долгосрочные эффекты применения. Кроме того, цена для nZVI не способствует его фактическому применению.

Внесение частиц наносеребра в концентрации 1 мг/л вызывает ингибирование роста токсического вида *Oket qe{uku'' cgt wi k p q u c* на 87% [485]. Более того, *Ok cgt wi k p q u c* оказался более чувствителен к наночастицам серебра, чем зеленые водоросли.

Наносиликатные гранулы (полученные из природных глинистых минералов) были успешно использованы для борьбы с цианобактериальными «цветениями» и цианотоксинами [200]. Авторы подчеркивают, что *Ok cgt wi k p q u c* более чувствителен, чем другие тестируемые организмы, однако влияние на разнообразные водные организмы (зеленые водоросли, беспозвоночные или рыбы) еще не изучено.

Таким образом, в случае уже развившегося «цветения» не существует «идеального» метода ликвидации «цветения» и его последствий, что усиливает важность превентивных мер [442]. Внесение альгицидов рекомендуется использовать одно-

временно с уменьшением нагрузки биогенных элементов на водную систему [436]. Данный метод может эффективно применяться для ускорения восстановления водоемов.

В то же время использование альгицидов всегда сопровождается выделением цианотоксинов вследствие разрушения клеток, поэтому применять их следует только при низкой численности цианобактерий. В связи с этим при использовании альгицидов необходимо контролировать содержание цианотоксинов в воде.

Сравнение применяемых групп альгицидов показало, что:

- наиболее используемым за рубежом альгицидом является сульфат меди из-за чрезвычайно низкой цены и быстрого действия, несмотря на доказанную способность накапливаться в экосистемах, неспецифическую токсичность и кратковременность достигаемого эффекта;

- эффективные для удаления фитопланктона гербициды неселективны и часто являются персистентными загрязнителями донных осадков, кроме того, они часто высокотоксичны для водных беспозвоночных;

- наиболее безопасным препаратом из альгицидов является перекись водорода в связи с отсутствием токсичных остатков в окружающей среде, а установленные негативные последствия для биоты минимальны при ее использовании в рекомендованных количествах;

- химические вещества, полученные из природных соединений, как и наноматериалы, являются перспективными соединениями и заслуживают пристального внимания, однако для их крупномасштабного применения требуется оценка экономической целесообразности [436].

1.2. Биологические методы борьбы с массовым развитием цианобактерий

Проблема «цветения» пресноводных водоемов цианобактериями является очень актуальной как для отечественных водоемов, так и для водных экосистем всего мира. Отрицательные последствия этих процессов хорошо известны. Многие физические и химические методы борьбы с избыточным развитием водорослевой массы трудоемки, дороги и потенциально опасны

для окружающей среды. Поэтому внимание исследователей было обращено на альтернативный подход, который подразумевает использование в качестве способа контроля цианобактерий биотические факторы, как наиболее «естественные» (сформированные в результате длительных эволюционных взаимоотношений) и экологически безопасные (биосферосовместимые).

Многие водные организмы были рассмотрены и изучены на предмет возможности ограничивать потенциальный рост цианобактерий. В качестве потенциальных агентов биологического контроля в разных исследованиях были изучены вирусы, бактерии, грибы, актиномицеты, простейшие, организмы зоопланктона, моллюски, рыбы-фитопланктофаги. Активность потенциальных агентов биоконтроля варьирует от высокоспецифичного паразитизма и хищничества до неспецифических форм действия – высвобождения метаболитов, подавляющих цианобактериальный рост, фильтрации, конкуренции за ресурсы.

1.2.1. Вирусы

Вирусы играют существенную роль в водных экосистемах из-за их значительного обилия, большого распространения и влияния на смертность бактериальных и фитопланктонных популяций [251; 491]. Существует большое количество вирусов, называемых цианофагами, которые могут разрушать цианобактерии [150; 177; 410; 475; 551]. Вирусы, инфицирующие цианобактерии, сходны по морфологии с бактериофагами и обычно состоят из головы, хвоста и двухцепочечной ДНК [432]. В течение последнего десятилетия большинство исследований были посвящены цианофагам, развивающимся в морских экосистемах [280; 601]. Хотя цианофаги были первоначально изолированы из пресных вод, и практическая значимость этой среды выше для человека, пресноводным цианофагам посвящено меньше исследований [443; 649].

Вирусы играют важную роль в определении развития цианобактерий в течение сезона [428; 429]. Первая изоляция и частичная очистка вируса цианобактерий (цианофага) была проведена в 1963 г. [551]. Цианофаг назывался LPP-1, т.к. он лизировал виды родов *Nodularia*, *Rhodospira* и *Rhodospira*. Последующие поиски цианофагов в мировом масштабе дали понять, что они чрезвычайно широко распространены как в пресноводных,

так и в морских водах [475]. Роль цианофагов в определении «цветения» водоемов цианобактериями и их потенциал использования в качестве агентов биологического контроля обсуждается с тех пор, как эти вирусы были обнаружены. Их преимуществом является короткое время генерации (период размножения). В случае LPP-DUN1, например, время генерации составляет 10 ч [177; 222], а среднее количество вирусов в бактерии (burst size) примерно 100 фаговых частиц для каждой инфицированной клетки *Rhodospira rubra* [222]. Также стоит отметить быстрое появление устойчивых мутантов цианофагов, которые могут уничтожать резистентные цианобактерии, делая процесс вирусного биоконтроля цианобактерий более выгодным и эффективным [155; 303; 474]. Barnett с соавторами [155] выделили два типа *Rhodospira rubra*, устойчивых к вирусу LPP-DUN1 дикого типа, однако устойчивые штаммы хозяина были восприимчивы к атаке мутантным цианофагом, и было высказано предположение, что мутантные фаги могут представлять собой метод контроля цианобактерий.

Тем не менее есть много проблем, которые делают использование вирусов в качестве агентов биоконтроля очень сложным на практике. Цианобактерии довольно быстро становятся устойчивы к цианофагам, поэтому эффект от их применения будет временным [189]. В цианобактериальной клеточной оболочке возникают изменения, которые предотвращают адсорбцию фага [475]. Кроме того, вирус специфичен для определенного штамма и часто не влияет на цианобактерии из другого водоема, даже если вид один и тот же [637]. После снижения численности отдельных видов цианобактерий с помощью фагов они могут быть легко заменены другими видами цианобактерий [616]. Высокая степень специфичности хозяина, быстрое появление устойчивых цианобактерий и влияние факторов окружающей среды способствуют сложности и непредсказуемости цианобактериально-фаговых взаимодействий в экосистеме (непосредственно в водоеме) [577].

В недавних исследованиях [356] показано, что существуют определенные факторы, неизвестные ранее, которые нарушают взаимодействие цианофаг – хозяин и влияют на формирование «цветения» водоемов цианобактериями. Недавно обнаруженный вирофаг, являясь спутником вируса, ингибирует репли-

кацию целевого фага и, таким образом, действует как паразит этого вируса. Вирофаги сосуществуют и, в свою очередь, являются естественным хищником фагов. Они захватывают гигантскую вирусную ДНК, чтобы реплицировать и часто деформировать фаг/вирусную частицу, делая их менее вирулентными [273; 396; 600]. Уменьшение озонового слоя, увеличение ультрафиолетового излучения, мутация цианофагов и цианобактерий, наряду с изменением уровня питательных веществ, в сочетании с вирофагами могут препятствовать нормальным взаимодействиям цианофаг – хозяин и возникающей в результате этого вирусной инфекции и разрушению цианобактериальной клетки [356].

Изоляция и культивирование цианофагов также одна из стадий метода, на которой возникают проблемы. Существуют определенные трудности при производстве больших количеств активного инокулята для эффективного использования цианофагов в качестве агентов биологического контроля в водной среде. Это влечет за собой проведение работ с подробными исследованиями роста этих цианофагов в специальных ферментерах с контролируруемыми условиями среды и их последующего сбора для применения. Окончательное использование собранных цианофагов в полевых условиях (непосредственно на водоеме) будет также включать несколько этапов разделения и очистки, что увеличивает общие экономические издержки производства.

1.2.2. Бактерии

В качестве агентов биологического контроля цианобактерий также могут служить другие бактерии. Эти микробные агенты могут играть важную роль в предотвращении, регулировании и прекращении «цветения» водоемов. Такие микробные сообщества называют «микробными гербицидами» [146]. Во многих случаях эти бактериальные агенты являются специфическими по отношению к видам или родам цианобактерий [517], в то время как другие неселективны и могут атаковать разных цианобактерий [223].

Первый изолированный штамм бактерии, которая могла лизировать представителей семи родов цианобактерий (включая *Scenedesmus* и *Oscillatoria*), была грамположительной бактерией *Delftia* sp. [522]. Процесс лизиса производился с помощью

сложного летучего продукта с низкой молекулярной массой и высокой термической стабильностью. В более позднем исследовании было показано, что это вещество, выделяемое *Dcekmui* sp., было особенно ингибирующим для нитевидных цианобактерий [657]. Веществом, ответственным за лизис, оказался изоамиловый спирт (3-метил-1-бутанол) [656].

Позже было обнаружено, что разнообразные группы бактерий могут проявлять антагонизм к цианобактериям, а механизмы этих взаимодействий довольно разнообразны. Caiola и Pellegrini [187] в своем исследовании показали, что клетки *Oketqe{uku} cgt wi kquc* были инфицированы и лизированы *Df gmqxkdt kq*-подобными бактериями при «цветении» воды в озере Варезе (Varese), Италия. При этом бактерия вела себя по отношению к цианобактериальным организмам как паразит. Бактерия *Urtqurkc cndlf c*, изолированная из водоема плотины Хартбиспуорт (Hartbeespoort), также лизировала вид *Oketqe{uku} cgt wi kquc* [145]. Ан с соавторами [137] описывает сильное селективное ингибирование роста цианобактерии *Oketqe{uku} cgt wi kquc* и *Cpcdcgpc cHkpk* бактериальным циклическим липопептидом Surfactin (очень сильный сурфактант, обычно используемый в качестве антибиотика), произведенным *Dcekmui imdwku* C1. Показано, что *Rugwf qo qrcu* sp или *Urj kpi qo qrcu* sp. производят литический агент argimicin [345; 599]. Было выявлено, что два штамма *Hrgzklcevgt* (*Hrgzklcevgt 'hgzlku* и *Hrgzklcevgt ispevk*), выделенные из сточных вод, лизировали *Quekrvqt kc* у *krlko ukk*. Влияние оказывалось через ингибирование транспорта электронов в фотосинтетической реакции и активности гликолята дегидрогеназы и нитрогеназы. Внеклеточный метаболит, выделенный из клеточного фильтрата, вызывал ингибирование роста клеток. С помощью электрофореза это вещество было идентифицировано, как лизоцим [553].

Несколько видов бактерий, которые относятся к родам *Rugwf qo qrcu*, показали сильную альгицидную активность. Среди примеров видов *Rugwf qo qrcu* с альгицидным действием – *ROhmqt guegpi* [366] и *ROcgt wi kquc* [227; 605]. В частности, показано, что *ROcgt wi kquc* производит эффективные альгицидные вещества, такие как 1-гидроксифеназин, оксихлорафин и биосурфактант, против цианобактериальных «цветений» в эвтрофных озерах.

Результаты Рен с соавторами [524] показали, что альгицидная активность экстракта штамма *Rugwf qo qpcu" cgt wi kqquc* R219 намного выше, чем у ранее опубликованных результатов для штамма О-2-2 [299]. Однако действующие соединения не были определены в экстракте штамма R219, что указывает на то, что альгицидные химические вещества, продуцируемые штаммом R219, могут быть новыми или незарегистрированными. Кроме того, было обнаружено, что *R0'cgt wi kqquc* обладает как литической активностью, так и способностью к деградации микроцистинов [605; 677]. Это двойное действие делает *R0'cgt wi kqquc* "чрезвычайно полезным для биоконтроля «цветения» цианобактерий.

Большинство альгицидных бактерий оказывают ингибирующее действие на рост или лизис цианобактерий путем секреции внеклеточных соединений, которые являются токсичными для их клеток. Эти соединения могут быть белками [403], пептидами [345; 667], аминокислотами [670], антибиотиками [227], биосурфактантами [304; 637], перекисями, окисляющими липиды [634], и др. Однако Daft с соавторами [223] поставили под сомнение в целом значимость высвобождаемых внеклеточных литических соединений в естественной среде вследствие быстрого разведения и последующей потери активности. Более специфические бактериально/цианобактериальные взаимодействия, при которых активность литических соединений более локализована, могут быть более эффективными. Из литературных источников известно только несколько альгицидных бактерий, которые ингибируют рост цианобактерий через прямой контакт с клетками или путем проникновения в них [573].

Штамм *Dcektmu"egt gwi* N 14, выделенный из эвтрофного озера в Японии, являлся причиной лизиса *O ket qe{uku" cgt wi kqquc* и *O0'xkl fku* [456]. Дафт и Стюарт [225] выделили четыре штамма *O{zqdcevt* (обозначенных СР 1-4), которые вызвали лизис более 40 штаммов (включая виды родов *Spdcgpc*, *Crj cpl qo gqqr*, *I ngqvt kej kc*, *O ket qe{uku* и *Quekrcvgtkc*) цианобактерий, вызывая разрушение в течение 20 минут инкубации в ходе простого контакта. Никакие внеклеточные продукты не были определены из полученных изолятов СР 1-4, и было высказано предположение о том, что в процессе лизиса могут быть эффективными ферменты, локализованные на поверхности бактериальной клет-

ки. Такой способ воздействия называли контактным лизисом (contact lysis). Лизис бактериальных клеточных стенок был продемонстрирован с использованием фермента, экстрагированного из *O{zqdcevgt* [263]. Однако эффективность контактного лизиса зависит от нескольких факторов, включая уровень развития (численность) популяций миксобактерий и цианобактерий, а также концентрации питательных веществ в водоеме. Исследование в лабораторных культурах и на природных образцах выявило, что при численности по меньшей мере 10^6 кл./мл бактерии должны вызывать значительный лизис цианобактериальной биомассы [224; 225; 574].

Бернхэм и другие [185] описали цианобактериальный лизис членом группы *O{zqegeewi* (*O{zqegeewi*"zcpjw, штамм PC02), при котором цианобактерия *Rj qto lf kw*"mtkfwo var. *qrkxcsegc*"была захвачена и инкапсулирована в колониях бактерии. Колониальные сферулы захватывали цианобактериальную жертву, а затем лизировали клетки, высвобождая лизоцим-подобный фермент (entrapment lysis). Фрейли и Бёрнем [276] проверили эффективность миксококкового хищничества в природных цианобактериальных популяциях в диапазоне естественных численностей и концентраций питательных веществ против двух цианобактерий (*Pquinqe*"o mteqtwo и *Rj qto lf kw*"mtkfwo). Бактерии инкапсулируют жертву и высвобождают лизоцимы, которые фактически ответственны за разрушение клеток [184; 276]. Однако на уничтожение цианобактерий влияет плотность хищной бактерии. *O{zqegeewi* использует выделения своей жертвы для жизни и не разрушает ее, если число хищников меньше, чем количество жертв. По результатам они предположили существование определенной пороговой плотности миксококка для значительного клеточного лизиса. Также концентрации биогенов в эвтрофных озерах может быть недостаточно для поддержания роста миксококковой популяции до этой пороговой плотности. Фрейли и Бёрнем [276] определили, что при численности выше 10^6 кл./мл бактерии слабо зависят от концентрации неорганических питательных веществ или плотности цианобактерий. Ниже этого уровня рост популяции хищников может определяться трофическим статусом водоема. Бёрнем и другие [183] предположили, что когда начальные плотности хищников были меньше пороговой плотности, миксококки мог-

ли получать необходимые органические питательные вещества из секретов, продуцируемых цианобактериями, либо охотясь на них, но значительно не уменьшая численность их популяции. Это приводит к тому, что хищник переходит к другим экологическим взаимоотношениям с жертвой и сосуществует с ней в равновесии, не уничтожая популяцию цианобактерий. В других исследованиях также было отмечено, что уровень развития популяции влияет на эффективность деградации цианобактериальной массы. Популяции литических бактерий с численностью $<10^3$ кл./мл было недостаточно, чтобы вызвать значительный клеточный лизис в естественных популяциях синезеленых водорослей. Низкая плотность литических бактерий, встречающихся в окружающей среде, определяется недостаточным количеством биогенов [267].

Дафт с соавторами [223] полагали, что миксококки потенциально лучшие бактериальные агенты биологического контроля при «цветении» на основании семи свойств, которыми, по их мнению, обладает хороший хищник:

а) приспособляемость к изменяющимся физическим условиям;

б) способность поиска и захвата жертвы;

в) способность к быстрому увеличению численности;

е) способность выдерживать низкую плотность жертв;

ж) наличие широкого диапазона жертв.

Механизм цианобактериального лизиса после воздействия бактериального агента все еще не вполне ясен. Согласно имеющимся данным, существуют несколько механизмов, с помощью которых бактерии могут индуцировать лизис цианобактериальной клетки или ее смерть (табл. 1.3). Часто бактерии используют несколько стратегий. Были выявлены следующие механизмы: антибиоз, производство специальных веществ, паразитизм и конкурентное исключение. Цианобактериальный лизис, вызванный бактериями: контактный лизис [203; 455]; производство литических ферментов или внеклеточных продуктов [185; 455]; антибиоз после «поймки» жертвы [223; 577] и экто- и эндопаразитизм [187; 517].

Бактериальные антагонисты были выделены против широкого спектра цианобактерий в лабораторных условиях. Однако следует проявлять осторожность при экстраполяции резуль-

татов, полученных в лабораторных условиях на экосистемный уровень. Это требует понимания механизма взаимодействия между цианобактериями и хищными бактериями. Очень мало информации об успешном использовании хищных бактерий в естественных условиях. Правильное количественное соотношение хищник – жертва, необходимое для цианобактериального лизиса, является важным параметром, который следует учитывать при использовании хищных организмов для целей биологического контроля. Биоконтроль может служить средством для увеличения популяции хищников до порога, необходимого для индукции крупномасштабного цианобактериального лизиса. Интересными были бы дальнейшие исследования по изучению химических веществ (например, таких как протеаза I), которые могут расщеплять пентаглицин в клеточной стенке цианобактерий. Эти антиводородослевые вещества могут быть менее токсичными для окружающей среды по сравнению с химическими альгицидами [303].

Лабораторные исследования необходимы на первых этапах работы, т.к. предоставляют важную информацию о действии потенциальных агентов биоконтроля, включая механизм воздействия, уровень лизиса клеток, изменения в популяциях цианобактерий во время взаимодействия, количество инокулята антагонистов, необходимых для полного лизиса. Однако в настоящее время большинство исследований, использующих бактерий в качестве биологического агента для подавления развития цианобактериального «цветения», основаны на лабораторных культурах. Поэтому необходимы масштабирование и экспериментальная проверка в микро-, мезо-, макрокосмах и полевые испытания непосредственно на открытых водоемах, чтобы определить, какие механизмы могут быть применимы при крупномасштабном использовании.

Таблица 1.3. Бактерии – биологические агенты контроля цианобактерий

Цианобактерия	Бактерия	Механизм действия	Примечание	Ис-точник
<i>Oket qe{unki'sp0' Crj cpk'qo gqp" hqu'cswc, Oket q/ e{unki'xlt kf ku, O0y gugpdgti k'" O0' cgtvi k'quc, Quekncvqt kc'ygpwku, Pquaqe" rwpew/ hqt o g," Cpdc gpc" hqu'cswcg," Ufk/ wkp c'o czko c"</i>	<i>Dcekmu" egt gwi</i>	Контактный лизис	Иницируется физический контакт между бактериями и цианобактериями, происходит бактериальная секреция внеклеточных веществ, вызывающих повреждение стенок клеток цианобактерий. Конечным результатом является лизис клеток и смерть	455, 573
<i>Oket qe{unki'sp.</i>	<i>Ut grvqo {egu" pg{ci cy cgpika</i>	Контактный лизис	То же	203
<i>Oket qe{unki'sp.</i>	<i>E{vqrj ci c</i>	Контактный лизис	То же	517
<i>Quekncvqt kc" y knko ulk</i>	<i>H0hgzkku, H0ucpevk</i>	Контактный лизис	То же	553
<i>Rj qt o kf kw " " mt kf'wo "</i>	<i>O0hwxwu" DI Q4"</i>	Захват (ловушка) (entrapment lysis)	Бактерии окружают цианобактериальную клетку «волчьей ловушкой»; устанавливают физический контакт с клеткой, происходит секреция внеклеточных веществ, которые вызывают повреждение цианобактериальной клеточной стенки	184

Продолжение табл. 1.3

Цианобактерия	Бактерия	Механизм действия	Примечание	Ис-точник
			Конечным результатом является лизис клеток и смерть	
<i>Rj qto kf kw "</i> <i>mt kf wo "</i>	<i>O0zcpvj wu"</i> PCO2	Захват (ловушка) (entrapment lysis)	То же	185
<i>Oket qe{uku"</i> <i>cgtwi kpquc</i>	<i>Df gmqxklt kq/</i> <i>rkng"dcvgt kc</i>	Эндопаразитизм	Бактерии проникают в цианобактериальную цитоплазму, размножаются внутри клетки, используя питательные вещества. Конечным результатом является лизис клеток и смерть	187
<i>Rj qto kf kw "</i> <i>mt kf wo "</i>	<i>Df gmqxklt kq"</i> <i>dcevgtkqxqt wu"</i>	Эктопаразитизм	Бактерии проникают в цианобактериальную цитоплазму, тесно связаны с добычей, используют питательные вещества, что приводит к гибели клетки от недостатка питательных веществ	186
<i>Cpcdc gpc,</i> <i>Quekmvgt kc"</i>	<i>Zcpvj qo qpcu"</i>	Не специфичный	—*	629
<i>Oket qe{uku"</i> <i>cgtwi kpquc "</i>	<i>Uert quk c"</i> <i>cnlkf c"</i>	Не специфичный	—	145

Продолжение табл. 1.3

Цианобактерия	Бактерия	Механизм действия	Примечание	Ис-точник
<i>Cpcdc gpc'' xctkc dkkk</i>	<i>Dcekmw'spp.</i>	Не специ- фичный	—	657
<i>Oket qe{wku'' cgtwi kquc</i>	<i>Rugwf qo qpcu'' rwkf c</i>		—	673
<i>Oket qe{wku'xktkf ku</i>	<i>Urj kpi qo qpcu'' sp.</i>	Выделяет argimicin A	—	346
<i>Quekncvgtkc'' co rj kdkc</i>	<i>Xkdkq'sp0</i>	Выделяет b- Cyanoalanine	—	669
<i>Oket qe{wku'' cgtw/ i kquc, O0'xktkf ku, Cpcdc gpc e{np/ ftkcn, C0' xctkc/ dkku, Quekncvgtkc'' ci ct fj k, Cpce{wku'' o ct kpc</i>	<i>Rugwf qo qpcu'' sp.</i>	Выделяет harmane (1-methyl- β - carboline) и norhar- mane (β - carboline)	Не ингибируют зеленые водорос- ли	386
<i>Oket qe{wku'' cgtw/ i kquc'''</i>	<i>Rugwf qo qpcu'' cgtwi kquc''</i>	Выделяет 1- гидрокси- феназин, оксихлора- фин, био- сурфактант и другие не идентифи- цированные вещества	Способен к де- градации микро- цистинов	226, 636
<i>Oket qe{wku'' cgtw/ i kquc, '' Cpcdc gpc'' c{kkku''</i>	<i>Dcekmw'' imdkku''</i>	Выделяет сурфактант Surfactin	—	137

Цианобактерия	Бактерия	Механизм действия	Примечание	Ис-точник
<i>Olet qe{uku'xlt kf ku</i>	Куль- туральный экстракт	Выделяет L-лизин, малоновую кислоту	—	373
<i>Cpcdcgpc" e{np/ ftlec, Olet qe{uku' cgtwi kpqc" и Quekncvqt kc</i>	<i>Utg rvo {egu' gz/qrk wui</i>	Выделяет экзометабо- литы	—	577

*— отсутствие данных.

1.2.3. Актиномицеты

Актиномицеты – группа грамположительных бактерий, образующих ветвящиеся клетки (гифы), они долго считались грибами, но в отличие от последних не являются эукариоты. Многие из них оказались источником ценных антибиотиков [592], включая стрептомицин, эритромицин и тетрациклины.

Множество исследований видов из группы актиномицетов, в частности *Streptomyces*, показали, что они являются основными источниками биологически активных вторичных метаболитов с широким спектром активности [518], включая антибактериальные [152; 677], противогрибковые [147; 677], противоопухолевые [677], антибиотики [147], противовирусные [548], инсектицидные [376], гербицидные [232], иммуномодулирующие [351].

Актиномицетные антагонисты цианобактерий были изолированы из пресноводных водоемов и почв. Исследования водохранилищ показали, что *Streptomyces* был наиболее распространенным родом актиномицетов, найденным в пресноводных объектах [579]. Стрептомицеты были обнаружены в донных отложениях, в макрофитовых зарослях, часто связаны с матами цианобактерий или зеленых водорослей. Их рост в различных типах водоемов зависит от естественной биологической продуктивности вод. Исследования юго-западных водохранилищ США показали, что чем больше первичная продукция, тем более обильное развитие актиномицетов наблюдается [580]. Хотя оче-

видна их связь с цианобактериями (и способность использовать водоросли в качестве источника питательных веществ), точное место, которое актиномицеты занимают в биодинамике, не может быть полностью оценено [223].

Изоляты почвенных актиномицетов могут иметь мощные антицианобактериальные свойства. Анализ культуральных фильтратов изолированных почвенных актиномицетов показал, что 213 из 403 протестированных штаммов показали ингибирующее действие на бактерии; 90% этих агентов обнаружили специфическое влияние на цианобактерий. Различные изоляты актиномицетов могут эффективно ингибировать рост цианобактерий "(включая виды родов *Cpce{mku*, *Ht go {gnc*, *N{pi d{c*, *Pquinqe*, *Rj qto kfkw* "и *Rtgevqpgoc*) [550]. "*Utgrvqo {egu"cej tqo qi gpgu"ó"* почвенный вид, который лизировал *Cpcdcgpc" e{rpf tlec* и *Vqrfrqvj tkz"ygrwku* [648]. Описан актиномицет (AN6), изолированный из почвы, который с помощью внеклеточных продуктов смог лизировать цианобактерии, грибы, бактерии и зеленые водоросли. Устойчивых цианобактериальных клеток не было обнаружено [141].

Относительно мало прикладных работ было проведено по потенциальному использованию актиномицетов в качестве агентов биоконтроля. В попытке разработать дешевый и экологически безопасный метод контроля водорослей был выделен штамм актиномицета, который проявлял специфическую литическую активность против цианобактерий. Было обнаружено, что фильтрат, свободный от клеток, имел литическую активность против трех штаммов *Cpcdcgpc* [431].

Среди 83 актиномицетов, выделенных из отложений эвтрофного озера японскими исследователями, около половины обнаружили способность лизировать цианобактерии. Один из штаммов (S-9), идентифицированный как *Utgrvqo {egu"rj cggqhekgpu*, хорошо растет с цианобактериями и быстро лизирует цианобактериальные клетки. Было обнаружено, что аминокислота L-лизин, выделяемая этим изолятом, является одной из причин лизиса. Сканирующая электронная микроскопия цианобактериальных клеток, инкубированных в присутствии L-лизина, показала, что он вызвал серьезное повреждение клеточной стенки [666].

В последнее время в мире вновь возник интерес к поиску естественных источников (в частности, актиномицетов) анти-

бактериальных веществ [152]. В одной из недавних работ был выделен новый актиномицетовый штамм (РК1) из почвы (провинция Кхон Каен, Таиланд), способный ингибировать цианобактерии *Oket qe{uku" cgt wi kquc*. Изолят РК1 был идентифицирован как *Ut gr vqo {egu" cwt cpvkqi tkugwu*. Альгицидная активность РК1 зависела от его фазы роста, но не от стадии роста цианобактерий. В стационарной фазе роста культуры штамм проявлял наивысшую активность против *O O' cgt wi kquc*. Наблюдалось полное ингибирование роста цианобактерий после восьми дней совместного культивирования в жидкой культуральной среде. В данном исследовании культуральная жидкость РК1 показала высокую активность против *O O' cgt wi kquc*, в то время как клеточный экстракт был малодейственен. Это означает, что антицианобактериальная активность была связана с внеклеточными веществами, выделяемыми *U' cwt cpvkqi tkugwu*. Авторы не смогли точно определить активное вещество, ответственное за ингибирование микроцистиса [586].

Sigee с соавторами [577] тестировали актиномицеты, выделенные из почвенных и водных проб, в качестве биологических агентов и получили изолят *Ut gr vqo {egu" gz hqrk wwu* RG12, особенно эффективный в лабораторных экспериментах, который и использовался как основной тестовый организм. Девять из 13 тестируемых цианобактерий были лизированы в течение трех дней *U' gz hqrk wwu*, включая виды основных родов, вызывающих «цветение» *Cpcdcgpc*, *Oket qe{uku" i" Quekncvqt k*. Нитчатые и одноклеточные цианобактерии были одинаково восприимчивыми к действию актиномицета *U' gz hqrk wwu*. В чашки Петри с однородным слоем цианобактерий, покрывающих агар, были размещены перевернутые кусочки агара с актиномицетовой культурой. Четкие зоны лизиса наблюдались за пределами фронта роста актиномицетов, что указывает на внеклеточный литический процесс.

Изоляты антагониста также испытывали против ряда цианобактерий в жидкой культуре при различных физических условиях и соотношениях цианобактерии/актиномицетов. Колонии *U' gz hqrk wwu* наблюдались как дискретные хлопья в водорослевой культуре, часто непосредственно связанные с водорослями. В течение семи дней при наличии антагониста резко сократилась биомасса *CO'e{rkpf tkec*, измеренная по оптической плотно-

сти и концентрации хлорофилла, что привело к почти полной очистке цианобактериальной культуры. Сначала произошла фрагментация филаментов цианобактерий, а затем клеточный лизис. Очень интересно, что действие актиномицетов не повлияло на гетероциты, и они накапливались в виде отдельных клеток в лизированных культурах. В параллельных экспериментах при добавлении всего 0,05 мл инокулята *U'gzhqrkwm* (106 КОЕ/мл) в 100 мл культуры водорослей произошел лизис *Anabaena*.

Это исследование отличается от многих подобных тем, что была предпринята попытка исследовать эффективность биологического агента на разных уровнях: в лабораторных экспериментах на культурах цианобактерий, там же с использованием проб из «цветущего» водоема и масштабирование на уровень микрокосмов разного объема. Результаты со свежими пробами «цветения» также показали литическую активность изолятов актиномицетов. Объемы микрокосмов, используемых для тестирования *U'gzhqrkwm*, варьировали от очень малого (350 мл) до 5 л. Добавление культуры актиномицетов к таким микрокосмосам, содержащим доминантные цианобактерии, обычно приводило к значительному уменьшению популяции цианобактерий, примерно до 50% от начального уровня за 1–2-недельный период. Авторы отмечают, что на ранних этапах важно провести тестирование биологических агентов в контролируемых, воспроизводимых лабораторных условиях или в микрокосмах. Лабораторные исследования предоставляют ряд полезных сведений о деятельности потенциальных агентов биоконтроля, включая диапазон лизиса водорослей, изменения в популяциях цианобактерий и актиномицетов во время взаимодействия, уровень инокулята антагонистов, необходимых для полного лизиса. Микрокосмы обеспечивают полезный промежуточный шаг в направлении к более масштабным экологическим экспериментам. Они помогают провести тестирование при абиотических и биотических условиях, приближенных к естественному состоянию, и дают возможность сделать определенные количественные расчеты для постановки экспериментов в водоеме и на открытой воде во время «цветения». Простое добавление тестируемых организмов в естественные водоемы может создать непредвиденные проблемы из-за наличия переменных, которые невозможно воссоздать в лабораторных экспериментах [577].

1.2.4. Грибы

Грибковые инфекции довольно распространены в пресноводных экосистемах [516]. В водоемах большинство паразитических зооспоровых грибов относятся к отделу Chytridiomycota (т.е. хитридиомицеты или хитриды), который объединяет около 1000 видов, отличающихся по своему способу размножения и ультраструктуре спор [351]. Хитриды наиболее часто встречаются в пресноводных водоемах, редко в морских, а также зарегистрированы в почвах [291]. Хозяева паразитических хитрид в водных экосистемах очень разнообразны, включая как прокариотические организмы (например, цианобактерии), так и эукариотические – водоросли фитопланктона, протисты, беспозвоночные (личинки насекомых, коловратки, нематоды, ракообразные), а также цветковые растения и другие грибы. Хитридомицозы распространены среди эукариотических водорослей пресноводных сообществ, но относительно небольшое количество исследований посвящено их влиянию на цианобактериальные популяции [578; 604]. В 1972 г. было классифицировано 14 видов хитрид, способных инфицировать различные роды пресноводных цианобактерий [190]. Некоторые хитридиомицеты заражают широкий диапазон хозяев, иногда из разных родов. Например, сообщается о паразитировании *Tj k q r j { f k w " o g i c t t j k w* на *Cr j c p k / q o g p q p " h q u / c s w c g, N { p i d f c " s p 0 и R r c p m q j t k z " c i c t f j k k* [229; 488]. Напротив, некоторые виды селективны и в качестве мишеней выбирают специфические клетки хозяев (т.е. акинеты или гетероциты) [190; 290; 604].

Хотя впервые паразитизм хитридиомицет на цианобактериях был отмечен еще в конце IX века, его влияние на динамику их численности остается в значительной степени слабоизученным [291]. Отмечено значительное заражение цианобактерии *Que k r c v t k z " c i c t f j k k ' x c t O ' k u q v j t k z* (синоним *R r c p m q j t k z " k u q v j t k z*) грибом *Tj k q r j k f k w r r c p m q p k e w*, при котором 43% нитей хозяина были инфицированы [192]. В исследованиях, проведенных с 1978 по 1980 гг. в Великобритании, было показано, что до 90% клеток *O k e t q e { u n k u " c g t w i k p q u c* были заражены *Tj k k f k w " o k e t q e { u n k f k u* и что это сыграло важную роль в снижении «цветения». Однако наблюдались сильные вариации уровня зараженности в разные годы (80, 15 и 90%) [570]. Аналогичное варьирование было отмечено в других исследованиях на озере Айда

(Aydat) во Франции, где максимум инфицирования цианобактерии *Cpdcgpc"o cetqtqurqtc* грибом *Tj kqukrj qp"etciimmo* варьировал от 6 до 98% вегетативных клеток. Не было установлено никаких связей между степенью зараженности и параметрами окружающей среды [290; 516]. Насколько нам известно, в литературе описано очень мало исследований грибковой инфекции на цианобактериях в лабораторных условиях [589], вероятно, из-за того факта, что культивирование хитрид требует значительных усилий. В данной работе была обнаружена тесная связь между хемотипом цианобактерий *Rrcpmqj tkz"twldguegpu* и *Rrcpmqj tkz"ci ctfj k* и интенсивностью заражения хитридами. В недавнем исследовании [540] предположили, что олигопептиды, продуцируемые цианобактериями, такие как микроцистины, анабаенопептины и микровиридины образуют важную противопаразитарную защиту от хитридиомицет.

В середине 1980-х гг. считали, что хитридиомицеты имеют ограниченное использование в биологическом контроле «цветения» из-за облигатного характера этих паразитов и трудности их культивирования в больших масштабах [223]. Недавно было показано, что хитридный паразитизм в клетках нитчатых цианобактерий во время «цветения» может привести к механической фрагментации несъедобных нитей. Эти результаты свидетельствуют о том, что грибковый паразитизм является одним из факторов, участвующих в снижении цианобактериального «цветения», во-первых, напрямую через смертность зараженных клеток и, во-вторых, опосредованно – через механическую фрагментацию, которая может привести к увеличению доступности для выедания зоопланктоном [290].

Кроме хитридиомицетов в водоемах могут развиваться и другие группы грибов, проявляющих специфическое действие против цианобактерий. Сафферман и Моррис [550] протестировали 142 культуры нехитридных грибов и обнаружили, что 4,2% из них производили продукты, которые демонстрировали специфический антагонистический эффект против зеленых водорослей или цианобактерий. Исследование нехитридных грибов, антагонистических к цианобактериям, было продолжено Redhead и Wright [520]. Шестьдесят две из 70 чистых культур грибов были способны лизировать цианобактерии, и они были представлены родами *Cetgo qplkw*, *Go gtkegmqruku* и *Xgtvkekrkw*.

Все изоляты лизировали *Spdcdgpc "hqu/cswcg* и, в большинстве случаев, несколько других нитчатых и одноклеточных цианобактерий. Лизис цианобактерий грибами *Cet go qpkwo " sp0* и *Go gtkegnqr uku" sp.* был связан с образованием термостойких внеклеточных факторов. После экстракции и частичной очистки из жидких культур грибов *Go gtkegnqr uku" isro qufppgo cxc* и *Cet go qpkwo "nkkgpug* выделили β-лактамный антибиотик цефалоспорины С [521]. Эти авторы предположили, что изоляты, вероятно, продуцировали небольшие количества антибиотиков, которые влияют на цианобактериальные клетки только тогда, когда они находятся в непосредственной близости от гриба (антибиотики могут концентрироваться в слизистой оболочке, окружающей многие цианобактерии), как это происходит в аппаратах с перемешиваемой жидкой культурой. Следовательно, рекомендуется экстрагировать эти антибиотики, концентрировать их и использовать их в виде различных составов для биоконтроля цианобактерий. Высокоэффективные грибковые штаммы, которые могут быть суперпроизводителями антибиотиков, также могут быть разработаны с использованием инструментов генной инженерии [577].

1.2.5. Простейшие

В водных экосистемах простейшие играют важную роль в сокращении популяций фитопланктона [191; 473]. Цианобактерии, в частности, являются подходящим пищевым ресурсом для нескольких родов простейших, включая ресничных инфузорий из родов *Psimwxc* [191; 577], *Hmt i cuqpkc* [478] и *Rugwf qo ketqj qtcz* [271; 478], флагеллат из родов *Qej tqo qpcu* [212] и *Oqpcu"i wwwxc* [598], амёб из родов *Cecpy co qgdc* [656], *Co qgdc* [323], *Oc {qt gmc* [401], *Pwengctkc* [666] и *Pc gi rgtkc* [664].

Среди исследований взаимодействия зоопланктона и цианобактерий подавляющее большинство работ посвящено ракообразным, в то время как роль простейших остается слабоизученной, что искажает наше представление о внутриводных взаимодействиях [289]. Тем не менее простейшие могут периодически доминировать в биомассе зоопланктона, определяя большую часть оборота потребления фитопланктона [231; 472]. В то время как некоторые авторы связывали уменьшение «цветения» с микрозоопланктоном [501; 635], другие обнаруживали

резкое подавление цианобактериального развития свободноживущими амебами или крупными инфузориями в эвтрофных водах [191; 619]. В самом деле, сообщества микрозоопланктона с преобладанием простейших могут показывать аналогичные или даже более высокие скорости потребления нитчатых и колониальных цианобактерий, чем растительные виды мезо- и макрозоопланктона [230; 231]. К тому же избирательное выедание микрозоопланктоном может потенциально регулировать генетическую структуру сообщества цианобактерий путем выбора определенных генотипов без изменения общей цианобактериальной биомассы [619].

Хищничество простейших в отношении цианобактерий наблюдалось в пробах, взятых непосредственно из природной среды [191; 214; 401], в лабораторных экспериментах [666; 253] и в полевых экспериментах по биоконтролю [175]. Эти исследования способствовали пониманию цианобактериально-протозойных взаимоотношений, обеспечивая информацией о способности простейших выедать цианобактерии [253] и их потенциальной роли в биоконтроле [175].

Так, в лабораторном эксперименте было исследовано потребление цианобактерии *Ricciotrypa* "ci ctfj kк ресничной инфузорией *Palmella* "qtpcv [175]. Инфузория активно питалась, используя специфический способ проглатывания жертвы, сворачивая нити планктотрикса внутри тела. Также было показано, что хищные копеподы *Eurytemora* и молодая плотва (*Perca* "timmi), в свою очередь, потребляли *Palmella* "qtpcv. В натурном эксперименте на водоеме с использованием изолированного объема воды *Palmella* "qtpcv уменьшила концентрацию *Ricciotrypa* "ci ctfj kк более чем на 50% по сравнению с контролем. Однако хищничество копепод и рыб ювенильной стадии развития затрудняет использование *Palmella* в биологическом контроле цианобактерий. Тем не менее авторы считают, что введение *Palmella* в достаточном количестве в озера, «цветущие» планктотриксами, в то время, когда популяция или активность потенциальных хищников низка, можно рассматривать как меру для уменьшения подобных «цветений» [175].

Неоднократно привлекала внимание исследователей возможная роль миксотрофных организмов в контроле цианобактериальных «цветений» в естественных водоемах. Выяснено, что

несколько видов хризофитов из родов *Qej tqo qpsi* и *Rqvgtkqcej tqo qpsi* могут эффективно потреблять токсичные цианобактерии [212; 674; 650]. Они могут достичь высоких темпов роста, используя в качестве жертвы представителей *Oketqefunku* и при этом не испытывая воздействия токсичных микроцистинов [650]. Вследствие этого данные миксотрофные жгутиконосцы были предложены в качестве биологических агентов контроля против «цветения», вызываемого видами рода *Oketqefunku*. По сравнению с несколькими чисто гетеротрофными протистами, которые также могут эффективно выедать микроцистисы [175; 619], миксотрофное питание может дать некоторые преимущества. Например, миксотрофы не зависят от необходимости получения полиненасыщенных жирных кислот с пищей, т.к. их автотрофный метаболизм позволяет им синтезировать эти жирные кислоты самим [170]. Кроме того, они могут конкурировать со своей добычей (т.е. цианобактериями) за растворенные питательные вещества и свет, а их функционирование в качестве хищников позволяет им подавлять популяции микроцистисов сильнее, чем возможно только путем хищничества [650]. Фактически они могут воздействовать на цианобактерий, сочетая сразу два вида экологических взаимоотношений – конкуренцию и хищничество (IGP – Intraguild predation (внутригильдийное хищничество) – убийство и поедание потенциальных конкурентов внутри своей экологической гильдии). Основываясь на IGP-теории [326], ожидается, что высокие биогенные нагрузки приведут к еще более сильному подавлению развития представителей рода *Oketqefunku* миксотрофными хищными охромонасами. Все эти факторы поддерживают идею использования миксотрофов в качестве биологических агентов контроля против цианобактерий.

Однако существуют многочисленные аргументы, ставящие под сомнение эффективность данной группы организмов. Например, в работе Уилкен [650] выяснилось, что в отличие от теоретических прогнозов эксперименты в хемостате показали, что после уменьшения численности *Oketqefunku* более чем на 97% его культура восстанавливается от 20 до 60% от первоначального уровня тем сильнее, чем выше азотная нагрузка. Кроме того, было показано, что *Qej tqo qpsi* не может расти на нитрате, и поэтому способен подавлять популяции *Oketqefunku* более эф-

фективно в присутствии аммония в качестве источника азота. Эти данные свидетельствуют о том, что миксотрофные хризифиты, такие как *Qej tqo qpsi*, являются наиболее эффективными в качестве биоагентов контроля токсичных цианобактерий в относительно олиготрофных водах с аммонием в качестве доминирующего источника азота. В эвтрофных водах, где проблемы цианобактериального «цветения», как правило, наиболее тяжелые, внесение культуры *Qej tqo qpsi* может иметь временный эффект подавления цианобактерий, но в конечном счете этот контроль ослабнет и популяции цианобактерий могут вернуться к прежним показателям [650]. Кроме того, существуют дополнительные механизмы, которые могут противодействовать подавлению микроцистисов в природных водах. Например, *Oketqefuku* может образовывать колонии в ответ на выедание хризифитами [183] и подобные крупные колонии являются эффективным препятствием против потребления флагеллятами [668]. В дополнение к фенотипической реакции хищничество простейших может быть важным фактором отбора, приводящего к эволюции в сторону распространения менее съедобных штаммов микроцистисов [619]. Также сильное «цветение» представителей рода *Oketqefuku* часто вызывает истощение углерода и сопутствующее повышение pH [340; 614], что может быть менее благоприятным для *Qej tqo qpsi*, поскольку он не может эффективно конкурировать с цианобактериями за неорганический углерод. Все эти факторы защищают естественную популяцию *Oketqefuku* от контроля хищными миксотрофными флагеллятами.

Эффективность простейших как агентов биоконтроля будет зависеть от целого ряда факторов, в том числе роста численности простейших и скорости выедания, специфичности хищничества, скорости роста цианобактерий и давления животных, стоящих на более высоком трофическом уровне, таких как копеподы или мальки рыб [214]. Использование простейших для контроля цианобактерий остается спорной темой, которая не может быть разрешена без более полного понимания биотических взаимодействий, регулирующих микробную петлю [254; 556; 587].

1.2.6. Зоопланктон

Зоопланктон является важным биотическим фактором, влияющим на фитопланктон. Полевые наблюдения показали, что наличие цианобактериальных «цветений» обычно связано со снижением численности крупноразмерных кладоцер и увеличением численности коловраток, копепод и мелких кладоцер [140; 257]. Переход к мелкоразмерным формам зоопланктона может приводить к увеличению потребления некрупных таксонов водорослей (например, зеленых), что, в свою очередь, может поддерживать доминирование цианобактерий.

Хотя более разнообразный по видовому составу фитопланктон обеспечивает эффективную передачу углерода и энергии на более высокие трофические уровни, некоторые свойства цианобактерий (например, токсичность, размер, питательные качества) могут снизить их пригодность для зоопланктона [652] и ухудшить экологические связи между первичными продуцентами и их потребителями [261]. Этот разрыв в трофических цепях усиливается при увеличении эвтрофности водоема, когда цианобактерии чаще всего доминируют в сообществах фитопланктона [148]. Тем не менее зоопланктон часто сосуществует с токсическим цианобактериальным «цветением» и планктонные взаимоотношения зависят также от качественного состава и обилия зоопланктона.

Свойства, которые делают цианобактерий низкокачественной пищей, хорошо изучены [19; 502]. Токсичность и морфология считаются ключевыми чертами, ограничивающими съедобность цианобактерий зоопланктоном. Ранее исследования показали, что токсичные соединения, продуцируемые цианобактериями, являются существенной причиной смертности для основных зоопланктонных потребителей, таких как виды рода *Fcrjpk* [400]. Было показано, что морфологические особенности некоторых родов цианобактерий в виде крупных колониальных или нитчатых форм препятствуют выеданию зоопланктоном [282; 424; 638]. Эти особенности рассматривались в качестве предполагаемой защиты против потребителей фитопланктона [500]. Кроме того, цианобактерии, как было показано, имеют низкую питательную ценность из-за недостатка в них фосфора, азота, полиненасыщенных жирных кислот семейства ω -3 [24; 449].

Несмотря на десятилетия исследований, цианобактериально-зоопланктонные взаимодействия и последующее влияние этих взаимоотношений на трофическую динамику остаются не вполне ясными. Исторически основное внимание уделялось изучению защиты цианобактерий от выедания и ее влиянию на зоопланктон. Как было показано, некоторые цианобактериальные вторичные метаболиты (например, микроцистины, сакситоксины, нодулярины), а также ингибиторы протеаз (микровиридин, цианопептолины) оказывают отрицательное физиологическое воздействие на зоопланктон [417; 542]. Но скоро стало ясно, что негативное воздействие на зоопланктон не обязательно связано с известными токсинами [652], принимая во внимание разнообразие неизвестных метаболитов цианобактерий [549]. Кроме того, в нескольких исследованиях было подтверждено, что внутривидовая и межвидовая толерантность зоопланктона к токсинам сильно варьирует по причине быстрого развития локальной адаптации [395; 608]. Таким образом, несмотря на имеющиеся у цианобактерий способы защиты против зоопланктеров, контроль сверху-вниз (top-down control) токсичных цветений в умеренных водах может быть успешным [201; 202; 260].

Потребление водорослей зоопланктоном является основным компонентом стратегии контроля сверху-вниз (top-down control), направленной на снижение цианобактериального «цветения» в эвтрофных пресноводных водоемах [358]. Множество исследований последовательно указывают на важность крупных дафний, а не общей биомассы зоопланктона, в снижении биомассы фитопланктона в эвтрофных озерах [196; 471; 571]. Это связано с некоторыми свойствами, которыми обладают дафнииды, включая высокий потенциал потребления в расчете на особь, широкий диапазон размеров добычи, большой размер тела и высокую биомассу в теплые месяцы в умеренных водах [178; 234; 296; 392].

Избирательность в питании – способность потреблять выбранную пищу, избегая при этом попадания в пищеварительный тракт вредных или инертных частиц. Копеподы и коловратки являются высокоселективными в отношении питания [235] и могут активно обнаруживать и избегать потребления цианобактерий в смешанном фитопланктоне [236]. Действительно, копеподы часто сосуществуют с доминирующими в фитопланк-

тоне цианобактериями без уменьшения уровня питания, используя альтернативную добычу [262]. При столкновении с цианобактериями копеподы используют множество сигналов, таких как размер жертвы, наличие токсинов, липополисахаридов и липофильных соединений [394; 288]. Однако степень избирательности варьирует среди видов, и можно наблюдать проглатывание значительного количества цианобактерий [199; 481]. Хотя копеподы обычно избегают цианобактериальной добычи, когда альтернативная еда в изобилии, они также способны поедать и сокращать размер нитей различных цианобактерий [199; 481]. Исследование показало, что копеподы могут уменьшать количество нитей *Scenedesmus* с гетероцитами (тем самым уменьшая способность к азотфиксации), свидетельствуя, что популяция копепод также может иметь прямое негативное воздействие на цианобактериальную биомассу. Уменьшение размера нитей делает цианобактерий более доступными для небольших потребителей, таких как коловратки [266]. Зоопланктонное сообщество с доминированием копепод может также содействовать развитию цианобактерий путем выборочного потребления их конкурентов – эукариотических водорослей [327; 635]. Если цианобактериальные токсины используются как сигналы для избегания [288], то можно ожидать, что копеподы будут повышать количество токсин-продуцирующих цианобактериальных генотипов.

Напротив, кладоцеры являются универсальными потребителями, они – фильтраторы, обладающие незначительной способностью селективной обработки отдельных пищевых частиц [380]. В целом неселективное питание с высокими скоростями является выгодным при высокой питательной ценности фитопланктона, но при цианобактериальных «цветениях» происходит сокращение потребления качественной пищи. Единственный вариант для кладоцер, когда они сталкиваются с токсичными цианобактериями, – это отвергать все частицы пищи, собранные фильтровальным аппаратом [235]. Таким образом, ветвистоусые рачки едва ли могут избежать употребления токсичных цианобактерий, за исключением общего снижения скорости кормления [541].

Эффективный контроль общей биомассы фитопланктона с помощью зоопланктона требует, чтобы потребители были от-

носителем неселективны (малоизбирательны), в противном случае они могут использоваться только для подавления развития отдельных фракций фитопланктона (чаще всего зеленых водорослей). Относительно большой размер дафний позволяет им потреблять некоторые нитевидные и колониальные цианобактерии [355], хотя есть сообщения о том, что подобная морфологическая форма препятствует нормальному питанию кладоцер [236]. Несмотря на это, хорошо известно, что дафнииды имеют самый широкий спектр питания среди пресноводного зоопланктона и он расширяется с увеличением размера тела [234]. Кроме того, несмотря на факт, что общая скорость выедания снижается с увеличением размеров организмов, высокая максимальная биомасса, достигаемая крупным зоопланктоном, приводит к увеличению общего потребления в экосистемах, в которых преобладают дафнииды [596]. Следовательно, можно ожидать, что в пресноводном зоопланктоне крупноразмерные дафнииды будут иметь наибольший потенциал для контроля «цветения».

Несмотря на то, что дафнииды могут предотвращать цианобактериальное «цветение» в отсутствие зоопланктоядных организмов [201; 202], есть также немало свидетельств того, что цианобактерии более отрицательно влияют на них, чем на другие таксоны зоопланктонных организмов [295; 313]. Данные последних исследований вместе с обычно наблюдаемой отрицательной связью между численностью дафний и цианобактериальным доминированием в озерах позволяют предположить, что цианобактерии могут усиливать спад их численности [292; 308]. Примеры успешного контроля «цветения» с использованием дафний позволили предположить, что результаты основаны на толерантности к потреблению цианобактериальных токсинов, способности расти и размножаться на диете, содержащей цианобактерии, и достижении высоких плотностей до того, как цианобактерии начинают доминировать в фитопланктоне [563]. Недавние примеры развития толерантных клонов дафний в изолированных на водоеме мезокосмах при отсутствии рыб предполагают, что контроль над уже установившимся «цветением» *Oke{tqe{wku* также возможен [201; 202]. Следовательно, по крайней мере, частично отрицательная зависимость между биомас-

сой дафниид и цианобактерий может быть связана с прямым потреблением.

Эффективность использования зоопланктона для управления цианобактериальными «цветениями» остается спорной из-за контрастных примеров как успеха, так и неудачи. С одной стороны, в опытах с внесением биогенов цианобактерии быстрее, чем другие группы фитопланктона, выходят из-под контроля зоопланктона в отсутствие хищных рыб [195; 292]. В то же время дафнииды, как сообщается, сдерживают развитие фитопланктона, включая цианобактерий, в эвтрофных озерах, когда давление планктоядных рыб ослабляется [201; 202; 558; 620]. Такие противоречивые результаты экспериментов могут быть результатом эволюционных изменений как у зоопланктонных организмов, так и у цианобактерий при увеличении эвтрофирования водоемов на протяжении десятилетий.

Исследования показывают, что только популяции зоопланктеров из водоемов с относительно продолжительной историей эвтрофикации способны подавлять цианобактерии. Недавнее исследование показало, что клоны *Fcrjpk"rwkctkc*, толерантные к цианобактериям, подавляли существующее токсическое «цветение» на 95% через шесть недель, в то время как чувствительные клоны *F0'rwkctkc* не имели заметного влияния на обилие фитопланктона или структуру сообщества [202]. Очевидно, что влияние характеристик зоопланктеров как потребителей может быть таким же большим, как эффект присутствия видов. Контроль цианобактерий с помощью зоопланктона наиболее вероятен в озерах с длительной историей «цветения», т.к. очевидно несоответствие между ответом фитопланктона на экспериментальное удобрение озер с низким содержанием биогенов и реакцией на манипуляции пищевой сетью в эвтрофных озерах.

Большинство исследований по изучению выедания цианобактерий зоопланктоном проведены в виде лабораторных экспериментов по изучению характеристик потребления и не могут учесть все многообразие условий, имеющих в естественных водоемах. Реже эксперименты проводятся в изолированных водных объемах разного масштаба, еще реже проводятся полномасштабные экосистемные эксперименты по интродукции зоопланктона. Например, в Японии в небольшое мелковод-

ное озеро было внесено около 6000 особей *Fcrjpk"i crgcx*, в результате чего уменьшилась биомасса фитопланктона и увеличилась прозрачность. Однако невозможно четко выделить влияние данного фактора, поскольку перед этим была проведена биоманипуляция с внесением радужной форели для уменьшения численности зоопланктонных рыб [305].

В большинстве случаев использование зоопланктона в качестве биологического агента, подавляющего развитие цианобактерий, производится не напрямую, а с помощью биоманипуляции (top-down control) через трофический каскад. Поскольку эта система работает в естественных водоемах через сложные взаимодействия множества организмов и зависит от множества факторов: уровня трофии, структуры сообществ бактерио-, фито-, зоопланктона и ихтиоценоза водоема, адаптации организмов, длительности «цветения» и т.д., то прогнозируемый эффект имеет высокую степень неопределенности и не всегда предсказуем.

1.2.7. Рыбы-фитопланктофаги

Белый толстолобик *J {rqrj vj cno kej vj {u'o qrkktk* и пестрый толстолобик *J {rqrj vj cno kej vj {u'pqdkktu* в естественных условиях имеют близкие ареалы обитания: реки Южного и Центрального Китая, а на территории России среднее и нижнее течение р. Амур. Считаются растительноядной рыбой, а точнее фитопланктофагами, т.к. питаются, отфильтровывая пищу с помощью жаберных тычинок. Известно, что величина просветов между жаберными тычинками белого толстолобика позволяет ему отфильтровывать объекты, размеры которых не менее 10 мкм. По данным Смита [585], если в его рационе появляются частицы размером менее 70 мкм, то скорость фильтрации снижается по сравнению с максимальной. У пестрого толстолобика размерный состав пищи меняется с возрастом и, соответственно, с увеличением массы тела [20]. Однако такой тип питания, как фильтрация, не может отличаться высокой избирательностью, и следовательно, при этом поглощается широкий спектр частиц, взвешенных в сестоне. Поэтому в настоящее время существует мнение, что толстолобики всеядная рыба, т.к. вместе с фитопланктоном они потребляют частицы детрита, бактериопланктон (особенно агрегированные формы), зоопланктон и простейших. В части литературы пестрый толстолобик описывается как

преимущественно зоопланктоядный [182; 250]. Однако этот вид оппортунистический, и когда концентрации зоопланктона низки, он может питаться фитопланктоном и детритом [402]. Из-за размерных характеристик пикопланктонные виды (в частности, цианобактерии рода *Uprgej qegeeem*) редко встречаются в кишечнике, хотя при этом могут доминировать в сообществе [42]. Среди фитопланктонных водорослей подходящей пищей считаются диатомовые и криптофитовые, а плохо перевариваемыми – зеленые и эвгленовые водоросли [628]. Белый и пестрый толстолобик хорошо потребляют цианобактерии, особенно относительно крупные колониальные или нитчатые формы.

Активное употребление в пищу цианобактерий толстолобиками подтверждается рядом авторов [63; 69; 91; 118]. Заметим, что в большинстве источников отмечалось выедание рыбами видов *Oket qe{uku'cgtwi kquc*, *Crj cplq go qqr'hqu/cswcg*, тогда как при доминировании в водоеме родов *Queknvqtkc*, *Ogtkwo qrgfkc*, *I nqgqecruc* наблюдалась отрицательная пищевая избирательность толстолобиков или даже полное прекращение их роста [108]. Очевидно, что цианобактерии значительно отличаются по степени пригодности для питания фитопланктоядных рыб. Наиболее нежелательны для потребления нитчатые из родов *Queknvqtkc*, *Rj qto lfkwo*, *Cpcdcgpc* и др. Однако степень усваивания подобной пищи может быть невысокой, как, например, у нитчатых цианобактерий *Cpcdcgpc'hqu/cswcg* [165]. Экспериментальные данные показали плохую перевариваемость цианобактерий, имеющих слизистые колонии видов рода *Oket qe{uku* и в целом всех представителей порядка Chroococcales [627]. Отмечено, что в кишечнике белого толстолобика у цианобактерий со слизистыми чехлами (например, *O'cgtwi kquc*) в основном переваривается слизь, окружающая колонии, а клетки проходят через пищеварительный тракт в неизменном виде. При питании до 80% от общей биомассы потребленных водорослей могут занимать переваренные колониальные чехлы микроцистисов [15]. Это означает, что *I O'o qrkktkc* может удовлетворять свои потребности в энергии, используя полисахариды, содержащиеся в слизи колоний, и попутно потребляя агрегированных с ней бактерий и эндосимбионтов. Известно, однако, что цианобактерии обладают низкой пищевой ценностью, и поэтому являются

менее качественной пищей для рыб по сравнению с другими группами водорослей или детритом.

Существуют сведения о том, что в период «цветения» в заднем отделе кишечника и фекальных массах толстолобика содержится большое количество непереваренных цианобактериальных клеток [120]. Клетки, прошедшие через пищеварительный тракт, освобождаются от слизи и обогащаются биогенами, содержащимися в фекалиях, и после попадания в водоем индуцируют вегетацию данных видов. Таким образом, *J O'o qrkktkz*" косвенно может стимулировать развитие колониальных видов, и в частности возбудителей «цветения» видов родов *O ket qe{unkk*. Поэтому в экосистеме может произойти смена доминирующей группы цианобактерий, измениться соотношение нитчатых и колониальных форм. В целом, несмотря на существующие исследования, проблема трофометаболических взаимоотношений белого толстолобика с цианобактериями не решена.

Попытки использования белого толстолобика в качестве биологического агента, сдерживающего развитие цианобактерий, появились достаточно давно, в 70–80-е годы прошлого века. После успешного крупного экспериментального исследования по снижению «цветения» Цибульского залива Кременчугского водохранилища с помощью *J O'o qrkktkz* произошла интенсификация интродукции этого вида в водоемы азиатской части Советского Союза. Согласно экологическим предпочтениям, основанным на ареале обитания данного вида, наиболее успешно вселение произошло в Китае, Вьетнаме, Индии и других странах Южной Азии [228; 459; 663]. На территории нашей страны наиболее перспективно выглядит его вселение в водоемы южной части страны и водоемы-охладители. Интродукция вида привела к элиминации цианобактерий и снижению уровня «цветения» в небольших индийских прудах, китайском оз. Догху, израильских водоемах и в бразильском эвтрофном водохранилище Параноа [228; 412; 415; 593]. Метод в подавляющем большинстве случаев применяется в мелководных водоемах, но и в них, и в глубоководных экосистемах ключом к успешному применению служит подходящее качество фитопланктона [675]. Практически во всех случаях вселения фитопланктофагов в водоемы было зарегистрировано изменение структуры фито- и зоопланктонного, иногда и бентосного сообщества, изменя-

лось содержание общего фосфора. Чаще всего наблюдались изменения в видовом составе фито- и зоопланктона, отмечались возрастание биомассы зообентоса (в частности, олигохет), уменьшение вклада хищных беспозвоночных в бентосную биомассу и численность бактерий [42].

Важным вопросом при интродукции рыб-фильтраторов в новые экосистемы является расчет их численности. Ранее было принято считать, что для эффективной борьбы с развивающимися цианобактериями плотность посадки должна быть не меньше 1000 кг/га. Экспериментальная проверка в мезокосмах показала, что при зарыблении из расчета 450–1350 кг/га происходит снижение биомассы зоопланктона в среднем от 4,5 до 16 раз. В основном из сообщества изымаются крупные особи дафний, которые в планктонном звене как раз и являются основными потребителями цианобактерий [249]. Следовательно, очень важно перед принятием решения об интродукции новых видов рыб производить мониторинг состояния водоема и его основных трофических звеньев, на основании математического моделирования рассчитывать возможные сценарии и нормы выпуска рыбы. Большинство исследований с толстолобиком проводились в мезокосмах. Экстраполяция этих данных на естественные водоемы имеет ряд ограничений. В мезокосмах невозможно учесть целый ряд факторов, таких как гидрофизические параметры, влияние аборигенных видов рыб, пищевые миграции [15]. Крупномасштабные полевые исследования на водоемах представляют собой комплексную и экономически затратную задачу, и поэтому требуют подготовки и поэтапной работы. Поскольку успех интродукции во многом зависит от структуры планктонного и бентосного сообществ, то на предварительном этапе необходим мониторинг в течение трех лет. Результатом должны стать сведения о важнейших абиотических и биотических факторах и, в частности, о динамике и видовом составе фитопланктона, зоопланктона, бентоса, ихтиоценоза и биогенных элементов. На следующем этапе нужно рассчитать нормы посадки и построить математическую модель для прогноза влияния вселенца на развитие цианобактерий. На последнем этапе происходит реализация мероприятий по интродукции и снова необходим мониторинг для проверки результатов и их стабильности (в течение пяти лет) [42].

Этот метод с большей вероятностью будет успешным в эвтрофных системах, где преобладают цветения колониальных или агрегированных форм цианобактерий, и может быть неэффективным в водоемах, где превалирует нанофитопланктон. Наиболее подходящими для данного вида биологического контроля послужат водоемы с теплыми водами, с отсутствием крупных кладоцер в зоопланктоне, с массовым развитием крупных форм цианобактерий, и для которых необходимо поддержание долгосрочного эффекта.

Проведенный анализ широкого спектра существующих методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водных объектах направлен как на рассмотрение технических, экономических, биологических, природоохранных и иных возможностей и ограничений различных методов сдерживания развития цианобактерий, так и на феноменологию и предполагаемые механизмы их воздействия и на объекты-мишени, и на другие структурные компоненты водных экосистем. Рассмотрены общие вопросы функционирования водоемов и динамика взаимодействия основных естественных и антропогенных факторов, как одной из предпосылок массового и аномального развития цианопрокариот. Уделено внимание биотическим взаимоотношениям: с одной стороны, воздействию на цианопрокариот различных экологических группировок гидробионтов: начиная от микробных и заканчивая рыбами, с другой, ответным реакциям и защитным механизмам цианопрокариот, позволяющим им эффективно противостоять различным целевым мероприятиям, в связи с чем существенное место в обзоре занимает описание и анализ биологических методов контроля развития «цветения» воды. Классифицированы все доступные для разностороннего анализа разработки с точки зрения природы воздействия, экологической безопасности, наличия приемлемых технических решений, надежности результатов, экономической целесообразности.

2. Сравнительный анализ методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в водных объектах России

2.1. Цимлянское водохранилище

2.1.1. Лимнологическая характеристика

Цимлянское водохранилище – одно из крупнейших на юге России, создано в 1952–1953 гг. путем перекрытия плотиной реки Дон в нижнем течении у г. Цимлянска. Водохранилище расположено в степной зоне, которая характеризуется засушливым континентальным климатом. Относительная влажность воздуха в летние месяцы варьирует в пределах 50–58%. Годовое количество осадков не превышает 436 мм. Среднегодовая температура воздуха колеблется от 7,1 до 8,2°C, максимальная может достигать до 41,2°C. Обычный температурный максимум 37–39°C наблюдается в конце июля – начале августа. Большая часть водохранилища (67%) входит в административные границы Волгоградской, меньшая – Ростовской области (рис. 2.1). Это крупный внутренний рыбопромысловый водоем длиной 180 км, площадью 2702 км² и полным объемом 23,9 км³ (полезным объемом 11,5 км³) [17; 126]. Средняя ширина водохранилища 8,8 км, максимальная – 40 км. Максимальная глубина при НПУ 30,8 м, средняя – 8,7 м. Подпор от Цимлянской плотины распространяется вверх по течению на 360 км, примерно до устья реки Иловли. Чаша водохранилища представляет собой котловину с тремя расширениями, приуроченными к устьям рек Чир, Аксай Курмоярский и Цимла. В водохранилище впадает более 10 рек. Средний многолетний расход в створе плотины 650 м³/с, попуск в Нижний Дон составляет 400–450 м³/с.



Рис. 2.1. Карта-схема Цимлянского водохранилища

Морфологически в водоеме выделяют четыре плеса: Верхний (I), Чирской (II), Потемкинский (III) и Приплотинный (IV). Заметное течение (0,1–1,0 м/с) отмечается только в Верхнем плесе водохранилища. Водохранилище характеризуется большой пропорцией мелководий, что способствует его высокой биопродуктивности. При НПУ доля мелководий с глубиной до 5 м составляет 28,7%, участков с глубиной до 10 м – 61,9%. Уровень воды в водохранилище изменяется равномерно с небольшой амплитудой колебания, которая составляет в среднем за весь период его эксплуатации 2,7 м. Наполнение водохранилища начинается в конце февраля – начале марта и достигает наибольших значений в мае – начале июня. Затем происходит его постепенный спад. Скорость подъема уровня обычно составляет 1–5 см в сутки, спада – 1 см в сутки. Плавное и длительное повышение и снижение уровня благоприятствует нересту рыб.

Гидрографическая сеть Цимлянского водохранилища состоит из 15 более или менее крупных притоков, из которых 8 левобережных – Иловля, Тишанка, Пашенная, Донская Царица, Аксай Есауловский, Аксай Курмоярский, Мышковка

и 7 правобережных – Голубая, Лиски, Чир, Аксенец, Солоня, Цимла и Россось. В приустьевой пойме этих речек образовались мелководные заливы. Общая водосборная площадь притоков равна 33 200 км², что составляет примерно 13% всей площади бассейна Цимлянского водохранилища [57]. К числу факторов, определяющих современный гидрологический и гидрохимический режим Цимлянского водохранилища, следует отнести в первую очередь речной сток. Полный водообмен в водохранилище происходит в течение одного или немногим более одного года. По характеру водообмена Цимлянское водохранилище можно отнести к слабопроточным водоемам.

Значительные размеры водохранилища и его своеобразная вытянутая форма при условии ветровой деятельности благоприятствуют сгонно-нагонным явлениям. Особенно четко выражены сгоны и нагоны на концевых участках водохранилища при северо-восточных и юго-западных ветрах. Перекосы водной поверхности от плотины Цимлянского гидроузла до г. Калача-на-Дону достигают 1 м и более [18]. Нагоны и сгоны наиболее выражены в верхней суженной части водохранилища. Средняя продолжительность безледного периода на водохранилище составляет 240 дней [127].

Прозрачность воды Цимлянского водохранилища колеблется в очень широких пределах (15–280 см). Наибольшая прозрачность обычно отмечается в Приплотинном глубоководном плесе, наиболее низкая – в Верхнем (15–69 см) и Чирском (20–100 см) плесах, принимающих на себя воды р. Дон с большим количеством взвесей минеральных и органических веществ.

Наибольшая величина цветности наблюдается весной у Калача и в Чирском плесе (26–45°Pt-Со шкалы) в период поступления паводковых вод, богатых органическими веществами, наименьшая – у плотины (6–14°Pt-Со шкалы). Максимальная цветность наблюдается в местах с повышенной окисляемостью и наибольшим развитием фитопланктона [127].

Кислородный режим водохранилища подвержен наиболее значительным сезонным и локальным изменениям, что связано с периодическим сильным ветровым перемешиванием воды и с интенсивно протекающим в летний период процессом фотосинтеза водорослей. В весенний (апрель – май) и осенний (сентябрь – октябрь) периоды, вследствие хорошего ветрового пе-

ремешивания воды и слабой интенсивности развития фитопланктона, насыщение воды кислородом на всей акватории наиболее высокое (100–128%) в нижних плесах и 86,4–94,4% в верхнем. Стратификация кислорода отсутствует либо отмечается в незначительных размерах. В летний период (июль – август), с наступлением максимальных температур воды и вспышкой развития фитопланктона, насыщение поверхностных слоев воды кислородом достигало 113–114% в местах массового развития водорослей и 84–95% на участках, где не происходило столь сильного развития фитопланктона. При этом наблюдается закономерное снижение кислорода по вертикали, часто с резким дефицитом на глубине. В зимний период в верхних участках водохранилища (Чирской и Верхний плесы) к концу февраля – началу марта эти условия резко ухудшаются, понижаясь с 45–56% до 26–33%. Такое сильное понижение кислорода обусловлено притоком обескислороженных вод Дона. В Дону и Верхнем плесе в подледный период происходит резкое снижение кислорода (с 12 мг/л в октябре до 0,45–0,55 мг/л в марте) в результате перехода реки на питание грунтовыми водами.

По солевому составу воды Цимлянского водохранилища относятся к гидрокарбонатно-кальциевому типу, с минерализацией до 500 мг/л. В общей сумме минеральных веществ количественно преобладают гидро-карбонатные ионы [57].

Химический состав воды Цимлянского водохранилища в значительной степени (на 90–93%) определяется водами р. Дон [18]. По данным Е. И. Пирумовой [94] современные природно-климатические условия: неустойчивость снежного покрова, частые оттепели, увеличение осадков в холодное время года, а также нерациональное орошение полей – способствовали подъему уровня грунтовых вод, увеличению их доли в питании рек и засолению почв. Наблюдается увеличение минерализации и содержания ионов SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ в водах поверхностного стока. В динамике минерализации выделено три периода:

- 1) 1951–1965 гг. – период медленного стабильного увеличения минерализации;
- 2) 1966–1992 гг. – период интенсивного устойчивого скачкообразного увеличения минерализации;
- 3) 1993–2001 гг. – период спада интенсивности роста минерализации.

За последние 50 лет среднегодовая минерализация р. Дон увеличилась у входного створа (г. Калач-на-Дону) – в 1,3 раза, на участке, зарегулированном Цимлянским водохранилищем (г. Волгодонск), – в 1,6 раз, на участке ниже Цимлянского водохранилища (г. Ростов-на-Дону) – в 2 раза. Рост минерализации прежде всего был обусловлен увеличением концентрации ионов хлора и сульфатов [94]. Полученные данные свидетельствуют о том, что Цимлянское водохранилище усиливает эффект осолонения вод р. Дон. В самом водохранилище наблюдается увеличение относительного содержания ионов SO_4^{2-} , Cl^- и снижение концентрации гидрокарбонатных ионов.

Высокое содержание соединений фосфора, азота и кремния в воде Цимлянского водохранилища находится в тесной связи с большим поступлением их с водой Дона и интенсивным круговоротом этих веществ в самом водоеме. Содержание минерального фосфора колеблется в пределах 0,037–0,067 мг/л в поверхностных слоях и 0,064–0,095 мг/л – в придонных, что характерно для вод эвтрофного типа [41]. Эти показатели близки к среднегодовому показателю фосфора в воде нижнего Дона. Из соединений азота основной формой является нитратный азот [57].

В 2005–2009 гг. в Цимлянском водохранилище на большинстве пунктов наблюдений прослеживалось увеличение по сравнению с 1980-ми годами аммонийного азота и нитритов, а также уменьшение нитратов и органического азота. Предполагается повсеместное усиление процесса аммонификации [125].

С первых лет существования Цимлянское водохранилище по уровню продукции фитопланктона классифицировалось как гиперэвтрофный водоем [38; 39]. Последние оценки трофического статуса водохранилища по структурно-функциональным характеристикам фитопланктона свидетельствуют о сохранении гиперэвтрофного статуса водоема. В последнее десятилетие водохранилище активно зарастает макрофитами. В 1970-х годах степень его зарастаемости оценивалась в 1%, в 2001–2003 гг. в 5%, а в 2010 г. в 11%. Основной фон растительного покрова водохранилища составляют тростник южный, рогозы и рдесты.

Проблема «цветения» воды цианобактериями давно обозначилась для Цимлянского водохранилища. В течение последних 10–15 лет в общей биомассе фитопланктона они могут составлять до 100%. В октябре 2009 г. на водохранилище произо-

шла чрезвычайная ситуация: фильтры водозабора г. Волгодонска забились цианобактериями, вследствие чего население (170 тыс. человек) трое суток оставалось без воды. Эта ситуация вызвала озабоченность общественности и широко обсуждалась на разных уровнях [70].

В последние десятилетия в водоеме отмечается изменение комплекса цианобактерий, формирующих летнее «цветение» воды. К преобладавшим ранее родам *Oke{u}ku*, *Crjcpk/qo gqqr*, *Cpcdcgpc* присоединился *Rxpmqj tk "ci ctfj kk"*

Rxpmqj tk "ci ctfj kk" – обычный обитатель мелководных эвтрофных и гипертрофных вод [545]. Инвазию *Rxpmqj tk "ci ctfj kk"* в структуру лимнопланктона связывают с высокой степенью антропогенного эвтрофирования и увеличением содержания органического азота [121], а также с увеличением поступления сточных вод [583]. Развитие таких безгетероцистных цианобактерий, как *Rxpmqj tk "ci ctfj kk"* может стимулировать изменение соотношения аммонийного и нитратного азота в воде в сторону увеличения первого [167]. За основную причину, способствующую развитию нитчатых безгетероцистных цианобактерий, принимают также низкое соотношение содержания азота и фосфора в воде, когда наблюдается азотное лимитирование [545]. Указывают на их устойчивость к низкой освещенности и требовательность к высокой концентрации нитратов [560]. Эффективно развиваясь в условиях высокого содержания органических веществ и в сточных водах, представители рода *Rxpmqj tk* (= *Quekrxvt k*) способны к гетеротрофному питанию [53]. По этой причине они хорошо адаптированы к обитанию в гипolimниальных слоях водоемов [322; 51].

Кроме того, особенностью последнего десятилетия стало интенсивное развитие фитопланктона (биомасса 30–60 мг/л) в осенний период в Верхнем плесе Цимлянского водохранилища [12] с доминированием центрических диатомей из рода *Ugrj c/pqf kьewi* – «индикаторов вод высокой трофии» [613].

Таким образом, увеличение минерализации, аммонификации и изменение структуры автотрофных сообществ – водных макрофитов и фитопланктона, что выражается в увеличении степени зарастания и уровня «цветения» воды цианобактериями, свидетельствуют о высоком уровне трофии вод Цимлянского водохранилища и, соответственно, органического загрязнения.

По результатам наблюдений лаборатории аналитического контроля ФГУ «Управление водными ресурсами Цимлянского водохранилища» в 2009–2013 гг. по более 40 показателям воды Цимлянского водохранилища в основном отнесены к четвертому классу качества и характеризуются как «загрязненные». Вода большинства боковых притоков характеризуется как «грязная» [129].

2.1.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий

2.1.2.1. Интродукция белого толстолобика

К одному из биологических способов подавления массового развития цианобактерий относят вселение в водоем растительноядной рыбы белого толстолобика *J {rqrj yj ctw kej yj {u'' o qrk tkz* (Valenciennes, 1844). Поскольку Цимлянское водохранилище относится к южным равнинным водоемам, в которых вследствие благоприятных почвенно-климатических условий и длительного вегетационного сезона создается богатая кормовая база, не полностью потребляемая аборигенной ихтиофауной, то предполагалось, что неиспользуемые резервы пищи при условии их полной утилизации могут быть источником значительного увеличения рыбопродуктивности водоема. Для этого на Цимлянском водохранилище начали проведение крупномасштабных акклиматизационных мероприятий по интродукции белого толстолобика как потребителя планктонных водорослей. В основе интродукции белого толстолобика реализовывалась идея трансформации первичной продукции в ихтиомассу с последующим ее изъятием из водоема, что позволит достигнуть не только уменьшения количества фитопланктона, но и повышения рыбопродуктивности.

Белый толстолобик – представитель дальневосточных азиатских рек. По образу жизни является пелагической рыбой, питающейся в течение всей жизни, кроме самых ранних этапов, фитопланктоном. Элективность питания белого толстолобика, ввиду особенности строения его пищеварительной системы и связанного с этим характером питания, заключается не в выборе отдельных компонентов из массы организмов, а в миграции на те участки водоема, где трофические условия наиболее благоприятны для рыб [13; 44].

Биохимический анализ цианобактерий показал их достаточно высокую кормовую ценность. Содержание углеводов в них может достигать до 70% от сухого веса, белков – до 87% [113] и липидов (жирные кислоты) – до 12% [93].

В пользу того, что белый толстолобик достаточно эффективно питается цианобактериями, свидетельствуют данные по усвояемости пищи [128]. Установлена более высокая биодоступность питательных веществ (особенно углеводов) цианобактерий по сравнению с хлорококковыми и диатомовыми водорослями. Активное употребление в пищу цианобактерий (в большинстве случаев *O. ketogelum* "cgt wi kpmc", *Crj cph qo gpqr* "hqu/cswg") белым толстолобиком подтверждается рядом авторов [109; 165; 331]. Однако данные других авторов свидетельствуют об обратном. Например, показано, что наиболее интенсивно поедаются зеленые хлорококковые, эвгленовые и диатомовые водоросли [83], а белый толстолобик может избегать цианобактерии из-за их низкой пищевой ценности и токсичности. Некоторые авторы считают, что даже если белый толстолобик и захватывает клетки цианобактерий, то они слабо разрушаются в кишечнике, а разрушенные клетки плохо усваиваются [60; 120]. Полагают также, что предпочтительность в питании облигатного фитопланктофага белого толстолобика определяется, в первую очередь, размером [13; 20; 99] и систематической принадлежностью водорослей.

Интродукция белого толстолобика в Цимлянское водохранилище начала осуществляться практически с момента создания водохранилища в 1959–1974 [68]. В конце 1960-х годов, когда было начато зарыбление Цимлянского водохранилища молодью белого толстолобика, годовые объемы выпуска молоди колебались от 0,95 до 33,18 млн шт. С середины 1970-х годов в течение шести лет осуществлялся выпуск двухлеток, а с 1999 г. перешли на выпуск стандартных сеголетков белого толстолобика. Всего за весь период работ в Цимлянское водохранилище было выпущено 995 млн шт. разнокачественной молоди белого толстолобика, из которой 94,1% составляла молодь весом 5–11 г (табл. 2.1).

**Таблица 2.1. Объемы выпуска в Цимлянское водохранилище раз-
нокачественной молоди белого толстолобика за период с 1969
по 2013 гг. (по [66])**

Показатель	Сеголетки до 11 г	Сеголетки более 20 г	Двухлетки
Период выпуска, годы	1969–2013	1999–2010	1975–1982 и 1988–1998
Выпуск, млн шт.	936–755	35	23
% от общ. выпуска	94,1	3,5	2,4

В промысловых уловах впервые толстолобик был зафиксирован в 1975 г. (2,4 т) [14].

Для улучшения экологической обстановки, подавления «цветения» воды цианобактериями в Цимлянском водохранилище и увеличения его продуктивности рекомендуют ежегодное вселение молоди белого толстолобика в количестве 50 млн сеголетков средним весом 25 г и выше и 1 млн двухлетков весом 100–150 г [14].

Однако, несмотря на положительное заключение о влиянии белого толстолобика на уровень развития цианобактерий в Цимлянском водохранилище, конкретные статистически достоверные данные, где было бы проведено сопоставление обилия (численности, биомассы) цианобактерий и биомассы толстолобика, отсутствуют, как например, было сделано для Берешского водохранилища (Красноярский край) [31]. Кроме того, учитывая разнообразие мнений о питательных свойствах цианобактерий и степени их использования в пищу белым толстолобиком, необходимо провести специальные работы по питанию этого вида рыб в Цимлянском водохранилище. С точки зрения рыбопродуктивности результаты интродукции белого толстолобика в Цимлянское водохранилище не очень утешительны. В промысловых уловах толстолобик был зафиксирован в 1975 г., а в дальнейшем, несмотря на ежегодный выпуск от 8 до 34 млн шт. молоди толстолобика, эффективность промвозврата оставалась крайне низкой (рис. 2.2).

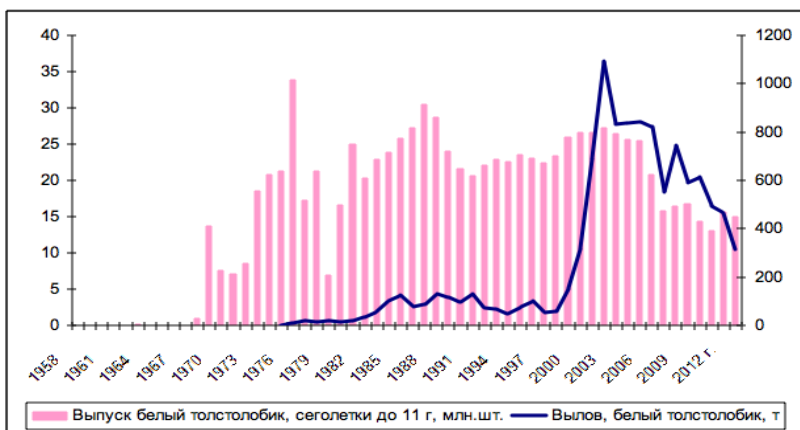


Рис. 2.2. Выпуск сеголетков белого толстолобика весом до 11 г и вылов толстолобика (по [66])

2.1.2.2. Метод альголизации

Для снижения степени развития цианобактерий в Цимлянском водохранилище в 2007–2009 гг. по заданию Донского БВУ была проведена апробация метода альголизации – вселение штамма зеленой микроводоросли *Ej rqt gnc "xwi ct ku*. Культивирование штамма (альголизанта) было проведено по патентным и технологическим инструкциям в лабораторных условиях. Первоначально внесение хлореллы было выполнено на ограниченной акватории (три залива) в 2006 г. В 2007 г. масштабы альголизации были расширены (16 заливов) с включением Приплотинного плеса. При этом для контроля в шести заливах, которые характеризовались близкими к экспериментальным зонам гидрологическими и гидрохимическими условиями, альголизант не вносился [22].

Работа осуществлялась при финансовом обеспечении ФГУП концерна «Росэнергоатом» «Ростовская атомная станция». В софинансировании проводимых работ участвовали: ГУ «Экологический фонд» Волгоградской области и Донское бассейновое водное управление Федерального агентства водных ресурсов [40]. Исполнителем работ было Волгоградское отделение ГосНИОРХ.

Вселение *Ej rqt gnc "xwi ct ku* осуществлялось с марта по ноябрь в общем объеме 12 860 л суспензии с периодичностью два

раза в месяц. В ходе работ как в экспериментальных, так и на контрольных участках ежемесячно проводился анализ состава и количественного развития фитопланктона.

Хлореллу эпизодически регистрировали как в экспериментальных, так и в контрольных заливах. При этом ее численность варьировала от 13 до 21 056 тыс. кл./л, а биомасса от 0,001 до 1,369 г/м³. Хлорелла встречалась при температуре от 1°C (в марте) до 27°C (в августе). Сведения о состоянии популяции хлореллы в водоеме отсутствуют.

Опыты в Чаушском заливе, проведенные в специальных садках, показали, что после внесения хлореллы численностью 3,6–60 млн кл./л численность цианобактерий снизилась в 2,5 раза, а биомасса их отдельных видов в 5 раз. При этом увеличилась в 5 раз численность зеленых и в 2,5 раза – диатомовых водорослей [22]. В естественных условиях были получены также положительные результаты (табл. 2.2). Уровень развития цианобактерий в экспериментальных заливах (14,1 г/м³) был в 4,4 раза ниже, чем в контрольных (47,3 г/м³).

Таблица 2.2. Соотношение средних величин биомассы фитопланктона и цианобактерий (г/м³) в среднем для всего слоя воды экспериментальных и контрольных участков Цимлянского водохранилища в 2007 г. [22]

Период наблюдений	Экспериментальные		Контрольные	
	Общая биомасса	Биомасса цианобактерий	Общая биомасса	Биомасса цианобактерий
Август	19,6	14,6±5,7	48,5	30,7±14,0
Июнь–август	13,2	9,5±2,7	28,4	18,0±6,8
Июнь–сентябрь	19,0	14,1±4,1	56,9	47,3±36,8

По результатам исследований для получения устойчивого положительного эффекта рекомендовали вселять в Цимлянское водохранилище с февраля по июнь суспензию штамма хлореллы с численностью от 10 до 20 млн кл./л в количестве 0,1 л/га в зависимости от степени развития цианобактерий.

Соотношение биомассы фитопланктона и цианобактерий в экспериментальных и контрольных участках Приплотинного плеса летом 2007 г. показало, что достоверной разницы между контрольными и экспериментальными участками по этим показателям не обнаружено (табл. 2.3). Общая биомасса фитопланктона и цианобактерий в экспериментальной зоне даже были несколько выше, чем в контрольной. Тем не менее был сделан вывод, что результаты работ по альголизации Цимлянского водохранилища в естественных условиях положительные [40], а внесение альголизанта необходимо проводить в зимний, подледный (февраль) и ранне-весенний (март–апрель) период, как наиболее эффективный способ подавления цианобактерий, зимующих в форме покоящихся спор и колоний.

Таблица 2.3. Соотношение средних величин биомассы фитопланктона и цианобактерий (г/м^3) в экспериментальных и контрольных участках Приплотинного плеса Цимлянского водохранилища в 2007 г. (по: [40])

Период наблюдений	Экспериментальные		Контрольные	
	Общая биомасса	Биомасса цианобактерий	Общая биомасса	Биомасса цианобактерий
Август	28,8	20,2	25,8	18,1
Июнь – август	18,6	15,4	12,2	19,6
Июнь – сентябрь	18,3	16,1	15,2	11,6

Последнее утверждение вызывает недоумение, т.к. покоящиеся споры предназначены для того, чтобы переносить неблагоприятные условия. Колонии же цианобактерий под льдом, как показали исследования Института гидробиологии НАН Украины, представляют исходный биофонд зимой, находящийся в поверхностном слое иловых отложений. Цианобактерии зимуют в виде ослизненных колоний, внутри которых скопления мертвых клеток покрывают единственную живую. По мере повышения температуры центральная инициальная клетка

начинает делиться, причем на первом этапе источником пищи являются мертвые клетки (гетеротрофное питание). После распада колоний клетки начинают утилизировать органические и биогенные вещества ила. Подавляют же вегетацию цианобактерий в зимний период низкая температура воды и отсутствие света подо льдом, необходимого для фотосинтеза. Какова функциональная роль в данный период вносимой в воду культуры хлореллы, которая выращена в определенной питательной среде при комнатной температуре, остается загадкой. Скорее всего, клетки хлореллы погибнут в этот период. Однако данные о численности хлореллы в толще воды в зимний период отсутствуют.

При этом рекомендации по режиму внесения хлореллы несколько отличались: при численности хлореллы не менее 20 млн кл./л с частотой 1–2 раза в месяц, не менее 2–5 л суспензии штамма на 1 га водной площади локального участка в течение года.

В 2012 г. внесение штамма *Ej iqt gm: 'xwi ctki* с концентрацией не менее 10 млн кл./мл осуществлялось в наиболее продуктивных зонах Приплотинного плеса и в ковше насосной станции Ростовской АЭС. В те же сроки в целях профилактики «цветения» воды суспензия штамма была внесена в водоем-охладитель в зоне поступления вод из Цимлянского водохранилища и в агрегаты АЭС в районе водозабора [110].

На VII заседании Бассейнового совета Донского бассейнового округа (www.voronezh-media.ru) было принято решение, что результаты, полученные в ходе экспериментов на отдельных заливах Цимлянского водохранилища, неоднозначны и не позволяют сделать достоверный вывод об эффективности метода альголизации. Были высказаны сомнения в целесообразности данного метода борьбы с цианобактериями на крупных водохранилищах. Метод альголизации возможен к применению на мелководных заливах Цимлянского водохранилища, но только как одна из мер в комплексе с другими водоохранными мероприятиями.

2.2. Горьковское водохранилище

2.2.1. Лимнологическая характеристика

Горьковское водохранилище является четвертой ступенью в Волжско-Камском каскаде и занимает участок р. Волги между

городами Рыбинск и Городец, длиной 430 км (рис. 2.3). Водохранилище входит в систему водоемов Средней Волги. Заполнение водоема было начато в 1955 г. перекрытием р. Волги плотиной Горьковской (Нижегородской) ГЭС у г. Городца и продолжалось в течение двух лет. С октября по декабрь 1955 г. уровень воды у г. Чкаловска был поднят на 6,5 м и на данной отметке продержался до марта 1956 г. Дальнейшее наполнение было осуществлено в период весеннего половодья 1956 г. В течение лета уровень колебался незначительно, и в целом за 1956 г. подъем воды составил 6,1 м. К середине июля 1957 г. наполнение водохранилища было закончено и уровень практически достиг нормальный подпорный уровень (НПУ). Относительно межени 1955 г. в 1957 г. был осуществлен подъем воды на 15 м [5]. В современный период его эксплуатации основными видами хозяйственного использования являются энергетика, судоходство, водоснабжение, рыбное хозяйство и рекреация.

Горьковское водохранилище подразделяется на три участка: речной (русловой) участок от плотины Рыбинской ГЭС (г. Рыбинск) до Костромского расширения, где затоплена только пойма и первая надпойменная терраса; участок от Костромского расширения (обособленный мелководный плес водохранилища, образованный по бывшей пойме р. Костромы в центральной части Костромской низины) до устья р. Елнати и озеровидный участок – расширенная часть от устья р. Елнати (Юрьевецкий разлив) до плотины Горьковской ГЭС (г. Городец) (рис. 2.4). По морфометрическим показателям водохранилище относится к долинному типу. Основные морфометрические показатели водохранилища приведены в табл. 2.4. Водоем относительно мелководный, средняя глубина составляет 5,5 м. В верховьях водохранилища, где сохранились крупные формы рельефа, глубины возрастают от 3–6 м у г. Рыбинска до 12–17 м ниже г. Кинешмы. От г. Юрьевца глубина водоема еще более увеличивается, максимальна она в русловой части у плотины. В районе затопленной поймы левобережья глубина водохранилища колеблется от 3–5 до 6–8 м [цит. по 58].



Рис. 2.3. Карта-схема расположения водохранилищ Волжского каскада
(по [48])

Таблица 2.4. Основные морфометрические показатели водохранилища (приводятся согласно работам [58; 88])

Объем, км ³	Площадь, км ²		Длина, км	Наибольшая ширина, км	Глубина, м	
8.7	Зеркала	Мелководья (до 2 м)	430	15	Средняя	Максимальная
	1591	368			5,5	21



Рис. 2.4. Карта-схема Горьковского водохранилища со стандартными станциями отбора проб ИБВВ РАН (по [48])

Долина р. Волги в пределах водохранилища асимметрична. Высота правого берега достигает 20–40 м. Наиболее высокие берега в районе г. Плеса (до 70 м). Правый берег реки сложен толщей пермских пестроцветных отложений, переслаивающихся плотных глин, песчаников, мергелей и уплотненных песков. Эти породы прикрыты флювиогляциальными песками и суглинками с включением крупноблочного материала кристаллических пород. В районе г. Юрьевца правый берег высотой 35–40 м образован флювиогляциальными песками, покрытыми сверху толщей моренных суглинков мощностью 4–10 м. Левый берег сложен аллювиальными отложениями. Это первая и вторая

надпойменные террасы р. Волги и ее притоков. Они возвышаются над НПУ на 10–15 м, и только на небольших по протяженности участках их высота достигает 20–30 м. Террасы образованы песками, супесями и суглинками и подвержены интенсивным процессам переработки [58; 88].

" " " " 0

В климатическом отношении регион характеризуется умеренно теплым летом и умеренно холодной зимой, а также достаточным увлажнением. Водохранилище расположено в лесной зоне подзоны южной тайги [58]. Северная часть бассейна р. Волги характеризуется умеренно холодной, многоснежной зимой и сравнительно теплым летом. Среднемесячные температуры воздуха с ноября по март имеют значения ниже нуля, а с апреля по октябрь – больше нуля [88].

До образования Горьковского водохранилища река очищалась ото льда 23–25 апреля. Температура воды после вскрытия сначала медленно, а затем быстро нарастала и через месяц достигала 15–16°C. Максимальный прогрев был характерен для июля и достигал 26–27°C. Затем отмечалось постепенное охлаждение водных масс, и к концу октября температура понижалась до 3–4°C [88].

Термический режим р. Волги после зарегулирования у г. Городца существенно изменился. Вскрытие водохранилища весной в районе приплотинного участка происходит в среднем на 3–5 суток позднее, чем на речном участке. Весенний прогрев водоема идет неравномерно. В этот период наблюдаются значительные горизонтальные градиенты температуры воды в поверхностном слое. В верховьях водоема, куда попадают холодные воды Рыбинского водохранилища, вода может быть на 8–10°C холоднее, чем в озерном районе. Ниже устья р. Елнати уже в первые годы наполнения отмечалось температурное расслоение водной толщи как в прибрежной, так и в глубоководной его зоне, с разницей температуры поверхностного и придонного слоев от 0,6 до 4,0°C. К концу весны температура воды в верховьях водохранилища значительно возрастает и оказывается уже выше, чем в приплотинной его части, где вода прогревается лишь до глубины 4–5 м (слой температурного скачка). При этом разность температуры воды по вертикали может достигать 8°C.

В конце мая – начале июня температура воды по акватории водохранилища и по глубине становится более равномерной. Разница температур поверхностного и придонного слоев воды составляет 1–3°C без четко выраженного термоклина. Максимальные средние месячные температуры поверхностного слоя наблюдаются в июле – августе и составляют 19,7 и 19,1°C соответственно [88]. С середины августа начинается выхолаживание водных масс, продолжающееся до ледостава. Наиболее интенсивно оно идет в сентябре – октябре, составляя 5,5 и 6,8°C за месяц. С образованием ледового покрова в глубоководной зоне водохранилища температура придонного слоя воды зимой достигает 1–2°C, у поверхности, подо льдом она близка к 0°C [5].

“

”

О Основную

роль в приходной части водного баланса Горьковского водохранилища играет поверхностный приток, дающий 97,8% суммы приходных составляющих. Из них около 61% составляет сброс воды Рыбинского водохранилища (около 30 км³). Основное наполнение водоема происходит за счет вод половодья боковых притоков. В апреле объем вод, поступающих из боковых притоков, составляет до 80%, а в мае – до 67%. В остальные месяцы в объеме поступающих вод преобладают воды из Рыбинского водохранилища (72–93%). В расходной части баланса главную роль играет сброс через Горьковский гидроузел (98,7% суммарного расхода) [88]. Вследствие зарегулированности стока р. Волги Рыбинским водохранилищем амплитуда колебаний месячных объемов воды, поступающих в Горьковское водохранилище, сравнительно невелика, и максимальный объем превышает минимальный в среднем в 2,6 раз. Детали среднего многолетнего годового водного баланса водохранилища показаны в табл. 2.5.

Режим уровней в водохранилище характеризуется относительным постоянством в период открытой воды и небольшой сработкой (до 2 м) зимой. Наполнение водоема начинается в первой декаде апреля и продолжается около месяца. Наиболее интенсивное повышение уровня приплотинной части наблюдается в третьей декаде апреля. С середины мая по декабрь в озерной части водоема уровни колеблются около НПУ, зимняя сработка начинается во второй половине декабря и продолжается до нача-

ла весеннего наполнения [5]. Особенности многолетнего уровня режима водохранилища показаны на рис. 2.5.

Таблица 2.5. Средний многолетний годовой водный баланс водохранилища за период 1957–1990 гг. (значения взяты из работы [58]; в скобках приводятся значения баланса из другой работы [133]; прочерк – отсутствие данных)

Приход, км ³				Расход, км ³				
Приток	Осадки	Сумма	Пределы изменений	Сток	Испарение	Водозабор	Сумма	Пределы изменений
51 (49,53)	1.0 (0,95)	52 (50,48)	26,6– 72,3 (26,9– 69)	49,35 (49,57)	0,91 (0,91)	0,08 –	50,34 (50,48)	26,5– 68,9 (26,8– 68,9)

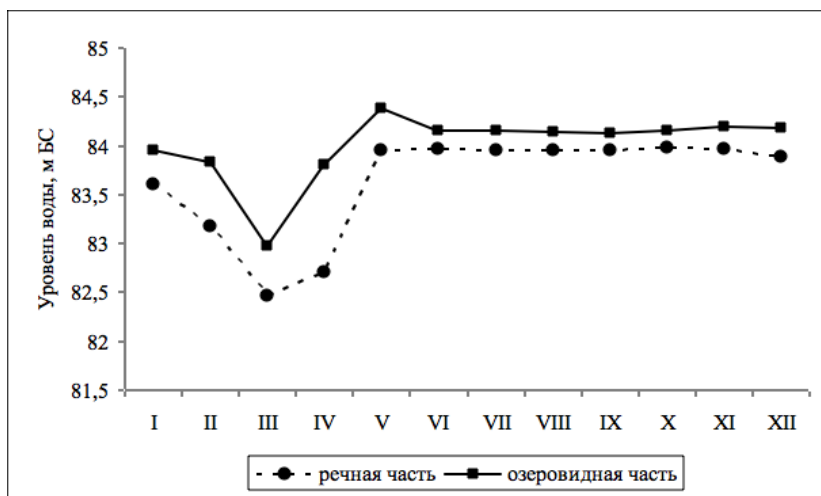


Рис. 2.5. Среднемесячные многолетние уровни воды (по Балтийской системе) Горьковского водохранилища за период 1957–1990 гг. (по [58])

Горьковское водохранилище характеризуется разным ходом уровня на отдельных участках, что связано с его большой протяженностью и морфометрическими особенностями. Изме-

ния уровня воды в верховьях речного района, обусловленные попусками из Рыбинского водохранилища, заметно отличаются от динамики этого показателя на всей остальной акватории водоема. Амплитуда суточных изменений уровня у г. Рыбинска превышает 1,5 м (в течение года может составлять более 6 м), вниз по течению она снижается, но эти колебания отчетливо прослеживаются вплоть до г. Костромы (в течение года до 2,6 м) [58].

Средний многолетний коэффициент водообмена Горьковского водохранилища равен 6,0, т.е. смена объема его водной биомассы происходит раз в два месяца. Месячные коэффициенты водообмена изменяются от 0,39 в сентябре до 0,96 в апреле, следовательно, наиболее интенсивный обмен наблюдается в период половодья (апрель – май), а наименее – в период летней межени (июль – сентябрь).

Скорости течения на речном участке от г. Рыбинска до г. Костромы определяются расходами воды через Рыбинскую ГЭС и уровнем наполнения водохранилища. В связи с неустановившимся режимом движения на этом участке резко выражены и суточные колебания скорости течения. В течение суток они, в основном, согласуются с изменением уровня. Максимум скорости практически совпадает с максимумом уровня и у г. Ярославля наблюдается на три часа позднее, чем у г. Рыбинска. При расходе воды через Рыбинскую ГЭС от 300 до 1700 м³/с в районе г. Рыбинска скорости течения составляют 0,25–0,55 м/с. С увеличением расхода воды через ГЭС до 3300 м³/с они нарастают до 0,85–1,1 м/с. В районе г. Ярославля при тех же расходах скорости течения изменяются от 0,20 до 0,65 м/с. На участке между г. Костромой и озеровидным расширением (г. Юрьевец) режим течений зависит от работы Рыбинского и Горьковского гидроузлов, причем вниз по течению влияние первого ослабевает, а второго – усиливается. У г. Кинешмы средние по сечению скорости течения при расходах от 750 до 3800 м³/с изменяются от 0,06 до 0,45 м/с, а максимальные могут достигать 0,60–0,70 м/с. В летне-осенний и зимний периоды скорости течения примерно в два раза меньше, чем в половодье. В зимний период в озеровидной части водохранилища преобладают стоковые течения, скорость которых зависит от величины расходов воды через Горьковскую ГЭС и изменяется в затопленном русле р. Волги у г. Юрьевца от 0,10 (при среднесуточном расходе 1600 м³/с)

до 0,40 м/с (при расходе около 4000 м³/с). В летне-осенний период при среднесуточных расходах через Горьковскую ГЭС 800–1400 м³/с скорости течения снижаются до 0,10–0,20 м/с и активное развитие получают ветровые течения [58; 88].

Водоем имеет хорошо развитую речную сеть, особенно в левобережной части. Наиболее крупными притоками являются реки Которосль (правый берег), Кострома, Унжа и Немда (левый берег) (см. рис. 2.3).

" "

О Для водохранилища характерно малое содержание растворенных солей, среди которых главенствуют бикарбонаты кальция, отмечается повышенное содержание сульфат-ионов, высокое содержание органического вещества гумусовой природы, повышенная цветность воды [6]. Сравнительно низкая прозрачность воды (в среднем около 1 м) обусловлена в основном терригенной взвесью и в меньшей степени фитопланктоном. Величины прозрачности, таким образом, зависят от ветровой активности [58].

Для речного плеса Горьковского водохранилища, химические свойства которого определяют воды, поступающие из Рыбинского водохранилища, свойственно смещение календарных сроков прохождения весенних вод с пониженной минерализацией и сглаживание сезонных различий в соотношении и содержании главных ионов. Здесь сумма ионов максимальна весной. В озерном плесе, в питании которого роль крупных боковых незарегулированных притоков велика, отчетливо прослеживается весенний минимум. Летом по мере смешения с волжскими водами и уменьшения в водном балансе местного стока минерализация в озерном плесе увеличивается, достигая максимума зимой [16; 133].

Зарегулирование стока Верхней Волги в целом положительно сказалось на кислородном режиме. Содержание растворенного кислорода в водной массе водохранилищ остается на уровне, благоприятном для существования и развития водных организмов. В период открытой воды концентрация О₂ составляет обычно 8–9 мг/л, что отвечает 75–90% насыщения. Во время массового развития водорослей (конец июля – начало августа) в верхних слоях Волжских водохранилищ может иметь место перенасыщение воды кислородом и снижение его количе-

ства в придонном слое до 3–4 мг/л. Однако в силу активных гидродинамических процессов расслоение воды по вертикали – явление редкое и кратковременное. Зимой речной плес Горьковского водохранилища заполняют воды Главного плеса Рыбинского водохранилища, содержащие достаточно большое количество растворенного кислорода. Это способствует снижению отрицательного воздействия сточных вод больших городов и обеспечивает сравнительно благоприятный кислородный режим в основной русловой части Горьковского водохранилища. Более низкие концентрации кислорода в озерном плесе обусловлены влиянием грунтовых вод боковых притоков и пойменных вод. Однако дефицит кислорода в застойных зонах мелководий вследствие замедленного водообмена носит локальный характер [16].

Поверхностный сток с дерново-подзолистых почв с выраженными признаками заболаченности (что характерно для водосборов северных рек, питающих Горьковское водохранилище) беден минеральными соединениями азота и фосфора и значительно обогащен железом. Режим азота и фосфора в речном плесе Горьковского водохранилища в основном формируют воды, обедненные биогенными элементами, поступающие из Рыбинского водохранилища, а также сточные воды крупных городов. Влияние последних наиболее отчетливо проявляется весной, когда разбавление стоков снижается вследствие малого сброса воды через Рыбинский гидроузел. Под влиянием бытовых и промышленных сточных вод в это время заметно увеличиваются концентрации общего азота от 1,5 до 1,8 мг/л и общего фосфора от 0,7 до 0,9 мг/л. Среди соединений азота в речном плесе преобладают минеральные формы, в значительных количествах содержится фосфатный фосфор. В целом они составляют около 50% от общего азота и фосфора соответственно [6]. В это время при благоприятных погодных условиях здесь может прослеживаться массовое развитие диатомовых водорослей. Летом при увеличении кратности разбавления стоков наблюдается слабая тенденция к повышению концентраций азота и фосфора ниже крупных городов. Весной в озерном плесе более низкий уровень содержания биогенных элементов обусловлен влиянием крупных боковых притоков, незарегулированный сток которых беден азотом и фосфором в силу малой освоенности водосбора.

Летом различия между речным и озерным плесами по содержанию общего азота и фосфора сглаживаются. Однако в озерном плесе, в отличие от речного, заметно преобладают органические соединения азота и фосфора взвесей. В разгар вегетации количество минеральных форм азота и фосфора часто снижается до аналитического нуля. Развитие водорослей носит характер «цветения», в поверхностном слое воды константа скорости оборота PO_4 , установленная с применением изотопа ^{32}P , достигает $2\text{--}3 \text{ ч}^{-1}$. Дефицит фосфатов в условиях отсутствия внешних источников пополняется за счет ферментативного гидролиза фосфорорганических соединений [6; 122; 133]. Многолетние данные о содержании биогенных элементов в водохранилище отсутствуют. Проводились лишь измерения их концентраций в кратковременных рейсах в разные сезоны и разные годы. Некоторые из доступных сведений представлены в табл. 2.6. Они демонстрируют отсутствие каких-либо тенденций значительно повышения концентраций биогенных элементов в водохранилище начиная с начала 1970-х гг. По уровню содержания общего фосфора и общего азота водохранилище можно охарактеризовать по известным шкалам трофности, как стабильно эвтрофное [41]. Этот же вывод подтверждается и при использовании широко известной в лимнологии модели Р. Фолленвайдера [627], связывающей трофический тип водоема с фосфорной и гидравлической нагрузками.

Таблица 2.6. Содержание общего фосфора (TP) и общего азота (TN) в мг/л в Горьковском водохранилище в разные годы исследований (прочерк – отсутствие данных)

Годы	Речной участок		Озерный участок		Источник сведений
	TP	TN	TP	TN	
Лето 1972	–	–	0,059–0,115	–	[16]
VII – VIII 1975	0,054	1,32	0,056	1,25	[16]
V – X 1980–1990	0,069	1,38	0,053	0,96	[133]
VIII 1997	0,05	0,86	0,07	1,00	[6]

В литературе имеются немногочисленные сведения о фосфорном балансе Горьковского водохранилища и фосфорной нагрузке на водоем для разных лет наблюдений [21; 52]. Так, в работе [21] приводится величина общей фосфорной нагрузки на водоем, равная 4290 тонн в год (таблица 5.5), однако без указания периода времени, для которого она рассчитывалась. В статье [52] можно найти сходные величины поступления фосфора в водохранилище, приводимые для периода 2001–2005 гг. и изменяющиеся в пределах от 3511 до 5448 т/год, однако без указания способов расчета и используемых источников фактических данных. В этой же статье [52] фосфорная нагрузка в среднем в 2001–2005 гг. оценивается величиной в $2,9 \text{ г/м}^2 \cdot \text{год}$. Исходя из этого, Горьковское водохранилище на модифицированной диаграмме Р. Фолленвайдера располагается в зоне эвтрофных водоемов (рис. 2.6).

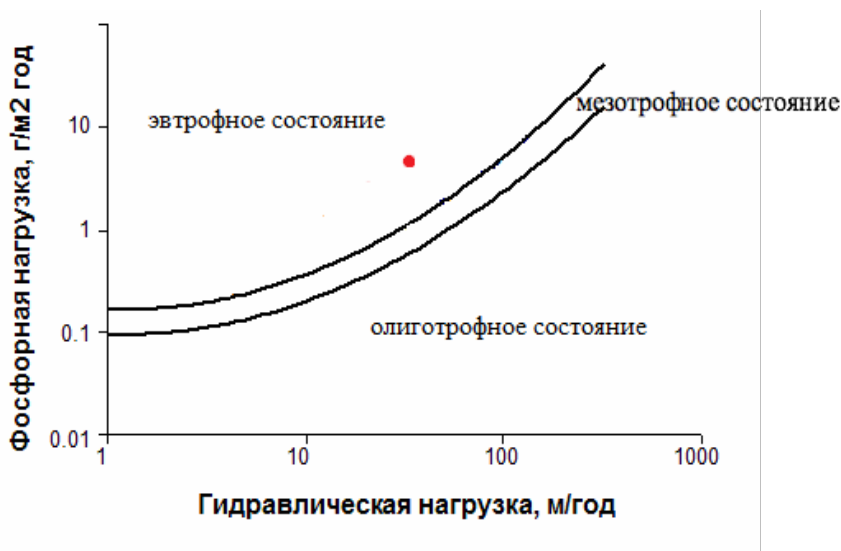


Рис. 2.6. Расположение Горьковского водохранилища (точка на графике) на модифицированной диаграмме Р. Фолленвайдера (1975) (по [21])

Согласно работе [52] поступление общего фосфора в водохранилище в 2001–2005 гг. в среднем распределялось в общем балансе следующим образом: сток через Рыбинскую ГЭС –

21,8%, боковой приток – 23,9%, размыв берегов и дна – 44%, атмосферные осадки – 1%, сточные воды – 5,5%, поступление из донных отложений – 3,8% (рис. 2.7).

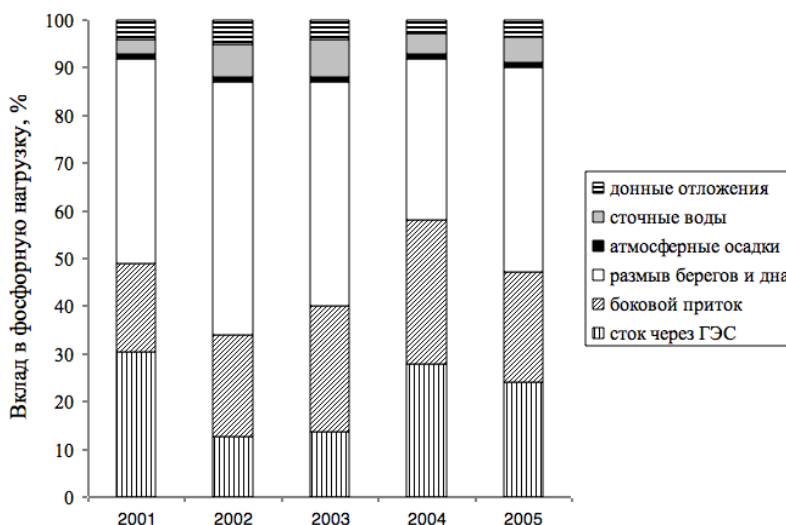


Рис. 2.7. Вклад разных источников поступления фосфора в Горьковское водохранилище в 2001–2005 гг. (по [52])

В Горьковском водохранилище наибольшему антропогенному влиянию подвержен речной плес. В него поступают сточные воды городов Рыбинска, Тутаева, Ярославля, Костромы, сбросные воды крупнейшей тепловой электростанции – Костромской ГРЭС – и других более мелких объектов загрязнения [6]. Годовой объем сточных вод, поступающих на очистные сооружения Рыбинска и Ярославля, составляет около 170 млн м³. Если даже удвоить количество стоков за счет отдельных промышленных выбросов, сточных вод малых городов и предприятий береговой полосы Волги от Рыбинска до Ярославля, то и тогда суммарный сброс не превысит 1% от объема воды, поступающей из Рыбинского водохранилища. Это свидетельствует о значительном разбавлении стоков [6].

О'До зарегулирования
р. Волги ее верхнее течение характеризовалось каменистым или

крупно-песчанистым дном. От г. Углича вниз по течению дно становилось преимущественно песчаным. В глубоких местах (ямах), в затонах и воложках накапливались песчано-илистые или илисто-глинистые осадки [16]. Изменение грунтов реки и формирование ложа дна водохранилища началось со времени его заполнения. Наиболее важную роль в накоплении донных осадков играет абразионная деятельность водной массы, вызывающая разрушение берегов и размыв ложа, затем следуют взвешенные наносы р. Волги и ее притоков. Роль биотических факторов сравнительно невелика. Большая часть взвешенного вещества, как поступающего в водохранилище, так и образующегося в нем, аккумулируется на дне, образуя вторичные донные отложения. Они являются основной составляющей грунтового комплекса. Меньшая часть сбрасывается через замыкающие гидросооружения [133]. Кроме вторичных донных отложений грунтовый комплекс включает первичные грунты, представляющие собой сохранившиеся после затопления незаиленные почвы, и трансформированные грунты – почвы, подвергшиеся существенным изменениям в условиях затопления [58].

В Горьковском водохранилище до г. Костромы стрежневая часть затопленного русла Волги занята речными незаиленными песками. Ниже Костромы появляется тонкий слой серого ила, мощность которого не превышает 1–2 см. Склоны русла и пойму с глубинами 6–12 м занимает заиленный песок, а в нижней части участка – серый и серый песчанистый илы с толщиной слоя от 1 до 62 см. В Костромском расширении размытые почвы и песчанистые отложения занимают около 80% площади дна. Илистые отложения приурочены к максимальным глубинам. В озеровидном расширении средняя мощность илистых отложений в стрежневой части русла составляет 13–20 см. Отличительной особенностью грунтового комплекса приплотинной части является наличие отложений бурого ила, образованного в результате интенсивного размыва коренного берега водохранилища, сложенного глинисто-мергелистыми породами (рис. 2.8). Средняя для Горьковского водохранилища годовая скорость осадконакопления составляет 0,24 см с колебаниями от 0,11 до 0,47 см. Наличие размытых почв и песчанистых отложений, занимающих 60% площади дна, свидетельствуют о большой гидродинамической активности водных масс [58].

Аккумуляция в донных отложениях основной массы биогенных элементов (60–68%) происходит в озерной части водохранилища на глубинах более 4 метров. Минимальным их содержанием характеризуются донные отложения Костромского расширения (накоплено всего 5% от их общего запаса). Мелководность этого участка обуславливает полное ветровое перемешивание вод, хорошую прогреваемость и, как следствие, интенсивную минерализацию органических взвесей в водной массе, значительный их вынос в основную акваторию водохранилища и снижение скорости аккумуляции биогенных элементов [32].

" " " " "

О'До формирования Горьковского водохранилища флористическое богатство фитопланктона Волги на участке будущего водохранилища отличалось преобладанием диатомовых (56%; *Сивеуqkгtс*, *Сugtkqpgru*) и зеленых (28%; *Fke/vkqurjсgtko*, *Rgfkumtw*, *Etwiki gpk*) водорослей. Цианобактерии выступали субдоминантами (*Cpcdcgpc*, *Eqgrqujrcgtkw*, *I ng/qecruc*) [26; 88]. При образовании Иваньковского (1937), Угличского (1940) и Рыбинского (1944) водохранилищ ниже по течению от г. Ярославля на доминантные позиции стали выходить цианобактерии из родов *Crjсpk/qo gqp* и *Oketqelinku* – "типичные компоненты летне-осеннего альгоценоза волжских водохранилищ. Водоем носил мезотрофный характер с максимумом развития фитопланктона летом [88]. В целом с 1920-х до 1950-х годов происходил рост биомассы фитопланктона за счет антропогенного эвтрофирования, гидростроительства, активного освоения водосбора. Осенью 1955 г. началось заполнение Горьковского водохранилища. Основные работы по изучению фитопланктона проводились сотрудниками ИБВВ АН СССР [16; 98; 54], ГосНИОРХ [55; 56] и Горьковского университета [27; 28; 29; 87; 89; 134].

После некоторого периода дестабилизации по видовому богатству альгофлора водохранилища за более чем 60 лет наблюдений не претерпела существенных изменений [49; 50]. Она в основном состоит из диатомовых, зеленых водорослей и цианобактерий. Высоким таксономическим богатством характеризуются также динофитовые и криптофитовые водоросли.

"

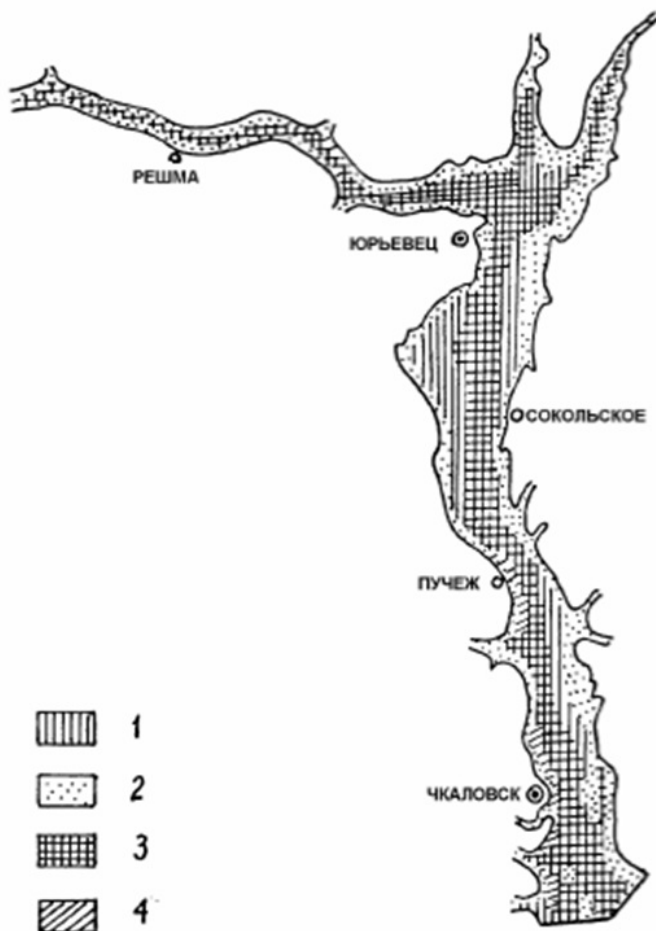


Рис. 2.8. Схема распределения донных отложений в Горьковском водохранилище: 3 – почвы; 4 – песок, илистый песок; 5 – песчанистый серый и серый илы; 6 – бурый ил (по [133])

По количественным показателям весной в водохранилище доминируют диатомовые водоросли, летом и осенью наряду с диатомеями – цианобактерии. Среди последних основную роль играют несколько видов, в том числе потенциально токсигенных, формирующих ежегодное «цветение» воды, особенно

при сгонно-нагонных явлениях – *Crj cphqo gqqr*" *hqu/cswg*, *Oket qefwku*" *cgtwi kqquc*, *O0y gugpdgt i kq*, *O0xk kfku*, в меньшей степени – "*Oket qefwku*" *hqu/cswg* *Q I nqgqj tkej kc*" *spQ Cpcdcgpc*" *hqu/cswg*, *CO'rrcpxpkc*, *Cpcdcgpc*" *sp*." В фитопланктоне Горьковского водохранилища за весь период наблюдений выявлен всего один таксон из зеленых водорослей (*Ejwco {fqo qrcu*" *sp*.), способный определять суммарную биомассу альгоценоза. Среди фитофлагеллят значительную роль играют криптомонады из родов *Et{rwqo qrcu* и *Ej tqdo qrcu* [48; 50].

Сравнение показателей обилия фитопланктона, полученные в разные периоды существования водохранилища, показывает незначительные их колебания. Согласно разработанным шкалам [41], по среднесезонным величинам биомассы фитопланктона Горьковское водохранилище можно классифицировать как приближающееся к эвтрофному типу [49; 50].

Содержание основного пигмента фитопланктона – хлорофилла – в Горьковском водохранилище изменяется в широких пределах "от 3 до 88 мкг/л при наиболее часто встречаемых 10–20 мкг/л. Весенние концентрации Хл *c*" обычно не превышают 13–18 мкг/л, максимальные значения (60–88 мкг/л) отмечаются в разгар лета и свидетельствуют о формировании летнего пика фитопланктона, осенью они достигают 15–20 мкг/л, что характерно для осеннего максимума [62; 61].

Распределение фитопланктона по акватории водохранилища характеризуется крупномасштабной неоднородностью, наиболее выраженной в период летнего максимума. Это объясняется значительной протяженностью Горьковского водохранилища, которое включает морфометрически неоднородные участки и принимает речные воды различного генезиса. Минимальное обилие фитопланктона отмечается ниже шлюза на речном участке, характеризующемся сложной гидродинамической ситуацией. Через шлюзовые камеры сюда поступают водные массы Волжского, а через плотину ГЭС – Главного плесов Рыбинского водохранилища. Большой объем поступления из Главного плеса обуславливает высокие скорости течения, а также формирование разнонаправленных потоков воды. Фитопланктон Костромского расширения также характеризуется низким уровнем обилия [49; 62].

Формирование зон повышенной продуктивности, по-видимому, связано с антропогенным воздействием. Увеличение концентрации хлорофилла, как правило, наблюдается на участках, расположенных вблизи промышленных центров – Рыбинска, Ярославля, Костромы, Кинешмы, а также ниже поступления подогретых вод Костромской ГРЭС. Увеличение концентраций пигмента часто отмечается и в озеровидном приплотинном расширении, что может быть результатом замедления скорости течения, а также поступления воды притоков – рек Елнати, Немды, Унжи. Существенное влияние на горизонтальное распределение фитопланктона оказывают гидродинамические условия и морфометрические особенности участков [62].

Содержание хлорофилла в Горьковском водохранилище представлено величинами, типичными для вод эвтрофного типа. Повышенным обилием фитопланктона отличаются участки Горьковского водохранилища, расположенные ниже крупных городов и испытывающие значительное антропогенное воздействие [62].

” ” О Растительный покров
верхнего, почти не измененного влиянием подпора, участка водохранилища от плотины Рыбинского гидроузла до г. Ярославля (первые 90 км) крайне слабо выражен. Он представлен небольшими пятнами изреженных зарослей рдеста гребенчатого, изредка встречающихся то у одного, то у другого берега в узкой полосе прибрежных мелководий.

Ниже впадения р. Которосли подпор водохранилища становится все более заметным, что сопровождается постепенным увеличением плотности и размеров пятен рдеста гребенчатого, появлением у берегов сначала отдельных, а затем все более часто встречающихся, но пока разреженных и небольших, зарослей рдеста пронзеннолистного. Значительно более разнообразной и обильной становится флора и растительность заливов по устьям притоков.

Гораздо более сильному зарастанию по сравнению с русской частью подвержено Костромское расширение Горьковского водохранилища. Степень его зарастания равна 21,5%. Это позволяет характеризовать данную часть водохранилища как слабо заболоченную и умеренно заросшую. Но в разных частях

сложного по конфигурации Костромского расширения процессы зарастания идут неодинаково. Наиболее интенсивно они протекают в заливах по устьям рек, менее интенсивно – на мелководьях, удаленных от мест непосредственного поступления биогенных веществ с речными водами. В Костромском расширении водохранилища с 1970-х гг. общие запасы органического вещества макрофитов увеличились в два раза, площадь зарастания и фитопродукция на единицу площади акватории возросла более чем в три раза, степень зарастания – почти в пять раз [92].

” ”

О' Речной участок

Горьковского водохранилища, принимающий значительное количество городских промышленных и бытовых сточных вод, характеризуется значительными колебаниями численности и биомассы бактериопланктона. В начале 1990-х годов в ряде районов водохранилища, прилегающих к городам, регистрировался очень высокий уровень загрязнения. Качество воды в этих районах по бактериальным показателям в десятки и сотни раз превышало нормативные требования, предъявляемые к источникам питьевого водоснабжения. Часто наиболее высокие значения общего числа бактерий в воде обнаруживаются в районе г. Рыбинска (4,96–5,45 млн кл./мл, разряд качества воды – «умеренно-загрязненная»); в районе г. Тутаева (8,43–11,15 млн кл./мл, разряды качества воды – «сильно загрязненная» и «весьма грязная»); в районе г. Ярославля (5,22–5,26 млн кл./мл, разряд качества воды – «умеренно загрязненная»). Суммарная биомасса бактериопланктона на этих станциях достигала очень высоких значений – 585–740 мг/м³ [46].

На участке водохранилища от г. Костромы до Горьковской ГЭС с 1991 по 2005 гг. численность и биомасса бактериопланктона возросли почти в два раза. В озерной части водохранилища наибольшее количество бактерий наблюдается на участке, прилегающем к плотине Горьковской ГЭС. В Костромском расширении численность бактериопланктона относительно невысока. Средние для разных участков водохранилища величины общей численности бактериопланктона в августе – сентябре колеблются от 4,1 до 4,7 млн кл./мл. В целом, численность бактериопланктона в Горьковском водохранилище, наблюдаемая

в современный период, близка к таковой, зарегистрированной в первые годы существования водохранилища [46].

Первые сведения о вириопланктоне Горьковского водохранилища были получены в 2010 г. [47]. Количество планктонных вирусных частиц в водохранилище в 2010 г. составило в среднем $49 \cdot 10^6$ частиц/мл, а вирусиндуцированная гибель бактерий – 26,9% бактериальной продукции. Общее количество вирусов, численность бактерий, инфицированных вирусами-бактериофагами, и вирус-индуцированная смертность бактерий в озеровидной части водохранилища были существенно выше, чем в речном участке [47].

В воде Горьковского водохранилища отмечено присутствие цианофагов – вирусов, заражающих клетки цианобактерий. Однако было изучено присутствие в планктоне цианофагов только пикоцианобактерий (цианобактерии с клетками размером < 2 мкм), которые не играют существенной роли в формировании «цветения» воды в водохранилище. Высокая зараженность пикоцианобактерий вирусами в водохранилище была обнаружена в период жаркого лета 2010 г. Частота видимых инфицированных клеток и вирус-индуцированная смертность пикоцианобактерий составили 1,7% от общей численности и 11% от суточной продукции соответственно. Полученные результаты свидетельствуют, что в водохранилище в период летнего «цветения» воды крупными цианобактериями вирусы играют определенную роль в регулировании численности пикоцианобактерий [47]. Однако в целом в волжских водохранилищах количество и продукция вириопланктона слабо коррелируют с первичной продукцией фитопланктона и в большей степени связаны с количеством гетеротрофного бактериопланктона [45].

В речную часть Горьковского водохранилища планктон поступает из Рыбинского через плотину ГЭС. Озерный зоопланктон обедняется в результате отмирания ветвистых ракообразных в потоке воды из-за взвесей и загрязнения. Здесь же он пополняется прибрежными формами, в основном коловратками, поступающими из малых рек, большинство из которых загрязнены. Верхняя речная часть Горьковского водохранилища подвергается значительному антропогенному влиянию. Здесь расположены крупные промышленные центры: Ры-

бинск, Тутаев, Ярославль, Кострома, Волгореченск. Ниже этих городов число видов зоопланктона сокращается в 1,5–3 раза, численность снижается в 2–7 раз, индекс видового разнообразия – в 2–2,5 раза, индекс сапробности достигает максимальных значений вблизи г. Рыбинска. В речной части водохранилища, в условиях повышенной проточности, прежде всего, страдают ветвистоусые ракообразные. Из общего набора видов, поступающих в Горьковское водохранилище с водами Рыбинского, на речном участке до г. Костромы выпадают *Fcrjpk"etkxc*, *Dquo kpc"egt gi qpk* и *D. etcukeqtpku*. В то же время *Fcrjpk i crgcx* характеризуется 100%-ной встречаемостью по всему водохранилищу. Встречаемость 5 из 11 обычных видов «рыбинского» зоопланктона резко снижается, а некоторые полностью исчезают [101].

Общая биомасса зоопланктона на речном участке ниже г. Костромы возрастает, также происходят изменения в соотношении основных групп: увеличивается доля ракообразных (преимущественно веслоногих) и снижается доля коловраток. В озерной же части он относительно богат и имеет в своем составе крупных ветвистоусых ракообразных, служащих кормовыми объектами для молоди и взрослых рыб. В озеровидном плесе ниже устья р. Елнати летние значения биомассы в зарослях и закрытых от волнения участках побережья достигают 23–31 г/м³. В планктоне озерной части водохранилища доминируют ракообразные, как поступающие со стоком Рыбинского водохранилища, так и аборигенных форм. Приплотинный участок характеризуется большой глубиной (до 21 м), высокой прозрачностью и низкой численностью бактерий. Средняя биомасса зоопланктона здесь значительно ниже (0,7–0,9 г/м³), чем на границе речного и озерного участков. Летом в приплотинной зоне наблюдается максимальное количество крупных хищных планктонных ракообразных [101].

Костромское расширение, представляющее собой обширные заросшие мелководья, затопленные малые озера и извилистое русло р. Костромы, характеризуется богатым и разнообразным зоопланктоном. Здесь присутствуют озерные, речные, прибрежные, зарослевые, донные виды коловраток и ракообразных. Во время весеннего половодья в заливе наблюдается массовое размножение мелких коловраток из рода *Upejsgx*. По мере па-

дения уровня воды и развития водной растительности разнообразие зоопланктона возрастает. Количество организмов колеблется на разных участках от единиц до десятков г/м³ [101].

В речном участке сезонная динамика зоопланктона сохраняет закономерности, свойственные озерному сообществу, только в тех местах, где скорости течения снижаются. На озерном участке последовательность развития видов, в свою очередь, сходна с наблюдающейся в нижней части Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Весной в планктоне доминируют коловратки из рода *Ditosej kqrmi*, а также циклопы *E{enqru'hnrgpuku*" и *E. xkelpmi*. В конце весны и летом развиваются ветвистоусые рачки (дафнии и босмины), циклопы из родов *Oguqe{enqru*" и *Vj gto qe{enqru*. В конце лета – начале осени отмечается повышение количества коловраток [101].

ОВ настоящее время в речной части водохранилища донная фауна носит реофильный характер из-за значительной проточности этого участка и характера грунта, представленного в основном чистыми или слабо заиленными песками. Доля хирономид в бентосе невелика: они составляют от 0,1 до 22,3% общей биомассы и представлены главным образом мотылем. Существенную роль играют олигохеты, составляющие от 48,5 до 93,9% биомассы. Среди них по биомассе доминирует *Vwlkgz"pgu cgpuku*, затем следует традиционный для волжских водохранилищ набор олигохет: *Nko pqftkmu j qlto gkngtk*, *Rqxo qyt kz"j co o qpkgpuku*, *Rgrueqrgz"lgtqz*" и др. В речной части обильны мелкие кормовые моллюски из родов *Gwi rguc*, *Pgqrkulf kwo*, *Co guqfc*, *Rkulf kwo*, дающие от 15,8 до 28,8% биомассы бентоса. Для слабозаиленных крупнопесчанистых грунтов характерен биоценоз *Ft gkaugpc"rqfo qtrjc*" и *F0'dwi gpuku*. Процесс расселения *F0'rqfo qtrjc*" в Горьковском водохранилище происходил очень быстро, уже на второй год существования водоема дрейссена стала массовым видом. Выявлена положительная корреляционная зависимость между наличием в пробах дрейссены и обилием олигохеты *Rqxo qyt kz"o qf cxkgpuku*, полихеты *J{rcpkc" kpxcnfc*, пиявок *Gtrqdf gnc" qeqewrcv*" и *J grqdf gnc" wci pcrku*, ракообразных *Cugmu" cswikewu*" и *I o gkrqkf gu'kuekmu*. Если в обычных условиях два последних вида предпочитают зону зарослей и редко опускаются глубже 2–

3 м, то в другах дрейссены на Горьковском водохранилище они в массовом количестве встречаются на глубине 6–15 м. Общая биомасса макрозообентоса в речной части водохранилища довольно значительна и колеблется в пределах 9–15 г/м², оставаясь относительно стабильной по годам. Основа такого постоянства – наличие сильного течения, которое препятствует накоплению иловых отложений в речной части [131].

Влияние сточных вод крупных промышленных центров на зообентос практически не изучалось. Лишь весной и летом 1992–1993 гг. было проведено исследование влияния городов Рыбинска, Ярославля и Костромы на структуру донных сообществ макробеспозвоночных речных участков водохранилища. В районе г. Рыбинска макрозообентос состоял из единичных особей хирономид и олигохет, дающих в сумме очень низкие биомассы – 0,03–2,51 г/м² и представленных преимущественно реофильными формами (*Rtqrcrrw*"*xqmk*, *V0'pgy cgpuku*, *Mtqquk*"*rwukw*, *Rctcvgpfkr gu*"*eqpvgewu*), а также некоторыми эврибионтами (*Rqqrfgkw*"*dketgpcwo*, *Erxfqxp{wtumu*"*o cpewu*). В районе городов Ярославля и Костромы биомасса макрозообентоса возрастала соответственно до 4 и 23,3 г/м². Ее основу составляли олигохеты *V0'pgy cgpuku*"и *N0j qhlo gkagt k*"(67–91% от общей). Расчет величины сапробности по методу Пантле и Букка показал, что в районах, расположенных ниже промышленных центров, сапробность резко возрастает, а по мере удаления от них проявляется тенденцию к снижению [131].

Биомасса бентоса озерной части водохранилища колеблется в широких пределах и существенно различается в речной и озерной зонах водоема. В первый год существования водохранилища биомасса макрозообентоса на затопленной суше в озерной части была выше, чем на русле. В последующий период (с 1958 по 1987 гг.) биомасса в русловой части обычно в 2–11 раз превышала таковую на затопленной суше, и только в отдельные годы (1966, 1974, 1985, 1989) продуктивность обеих зон достоверно не различалась [131].

В Волжских водохранилищах широко проводилась акклиматизация беспозвоночных с целью улучшения кормовой базы рыб. В июне 1960 г. в Волгоградское водохранилище из дельты Дона были интродуцированы 15,4 тыс. экземпляров полихет (*J {rcpk*"*kpхсrkf c*"и *J {rcpkqr*"*mxcrxumf k*). Целенаправленного

вселения *I o'kpxckf c*" в остальные водохранилища не проводилось. Тем не менее рекордная биомасса (125 г/м^2) гипании зарегистрирована на речном участке Горьковского водохранилища в биоценозе дрейссены на глубине 13 м. В Горьковском водохранилище размножение полихет происходит в июне. После этого значительная часть популяции (до 75%) гибнет и в июле основная масса особей имеет размеры 3–8 мм. Для повышения кормовой базы рыб в Горьковское водохранилище в 1962–1964 гг. вселяли байкальских гаммарид, из которых вид *I o gkpgkf gu"kcuekswi*" распространился по всему водоему. В результате загрязнения водохранилища численность его в озерной части резко упала, и в настоящее время он относится к редким видам. В 1992 г. гмелиноидес оказался многочисленным на речном участке Горьковского водохранилища выше г. Костромы, а также в Костромском расширении [131].

2.2.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий

Сведения о применении в Горьковском водохранилище каких-либо методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в научной литературе отсутствуют. Поэтому в этом параграфе представлен анализ целесообразности использования существующих методов борьбы с массовым развитием цианобактерий к данному водоему на основе обзора его лимнологических и гидробиологических характеристик.

Применимость разных методов борьбы с цианобактериями в водохранилище определяется такими его характеристиками, как очень большие размеры водоема, его каскадное расположение, мелководность, слабая температурная стратификация, сезонное регулирование уровня режима, относительно высокая проточность водоема, слабозаиленные донные отложения, благоприятный кислородный режим, низкая степень зарастаемости акватории высшими растениями и значительная морфометрическая расчлененность водохранилища фактически на три разных водоема.

Речной участок водохранилища наиболее проточный, где преобладают седименты с низким содержанием органического вещества. Из-за высокой антропогенной нагрузки здесь часто наблюдаются пятна «цветения» воды в летний период, особенно

в прибрежной зоне, и крайне низкое качество воды. Своеобразием отличается вторая часть водохранилища – Костромское расширение. Для этого участка характерны обширные площади бедных биогенными элементами песчаных отложений и отсутствие крупных городов – источников внешней фосфорной нагрузки. Этот участок водохранилища является ярким примером естественного биоконтроля макрофитами уровня развития цианобактерий на фоне более низкой биогенной нагрузки. Уровень развития фитопланктона и цианобактерий здесь невысок. По-видимому, одним из ключевых факторов является значительная зарастаемость этого участка водохранилища высшей водной растительностью. В озерной части снижается скорость течения, увеличивается внутренняя биогенная нагрузка и накапливаются илы, более богатые органическим веществом и биогенными элементами. Здесь высок уровень развития цианобактерий.

В современной лимнологии и водной экологии доминирует парадигма зависимости уровня развития фитопланктона (цианобактерий) в водоемах от количества поступающих биогенных элементов, в первую очередь фосфора, известная как концепция биогенной нагрузки [124; 626]. Соответственно, снижать уровень развития цианобактерий и вероятность «цветения» воды как следствие антропогенного эвтрофирования необходимо, уменьшая поступление фосфора в водоем. Это ключевая научно-обоснованная стратегия борьбы с массовым развитием цианобактерий и эвтрофированием водоемов.

Проанализируем в первом приближении, на какую величину необходимо снизить текущую фосфорную нагрузку на Горьковское водохранилище для перевода экосистемы в состояние, близкое к мезотрофному с низкой вероятностью массового развития цианобактерий. Это состояние было характерно для реки до формирования Горьковского водохранилища. Даже грубая оценка такого снижения по модели Р. Фолленвайдера (1975) показывает, что необходимо сократить общую фосфорную нагрузку с $2,9 \text{ гР/м}^2\cdot\text{год}$ (данные по [52]) до $\sim 1 \text{ гР/м}^2\cdot\text{год}$ (рис. 2.9, точка 3 на графике), т.е. на 60–65% от уровня современной фосфорной нагрузки. Реальная величина необходимого снижения фосфорной нагрузки может оказаться и ниже 60–65%, поскольку значительная доля фосфора в водохранилищах, как правило, адсорбирована на частицах аллохтонной взвеси и та-

ким образом малодоступна для цианобактерий. Согласно работе [52] внешняя фосфорная нагрузка на водохранилище составляет около 96% от общей нагрузки на водоем. " " " "

" " " " " " "

" " " " Последнее достигается

рядом профилактических мероприятий на водосборе, ограничивающих смыв биогенных элементов, которые подробно описаны в научной литературе. Очевидно, что только доочистка от фосфора или полное отведение сточных вод крупных городов, расположенных на берегах Горьковского водохранилища, не даст никакого эффекта в борьбе с «цветением» водоема цианобактериями. Вклад в фосфорную нагрузку от городских сточных вод в пределах водохранилища не превышает 6% [52], что на порядок меньше требуемых 60–65%.

Экологическое состояние Горьковского водохранилища зависит от трех вышерасположенных водохранилищ – Ивановского, Угличского и особенно Рыбинского – и их водосборов, с находящимися на них крупными городами (см. рис. 2.1). Суммирует влияние вышерасположенных водохранилищ и их водосборов поступление фосфора со стоком через Рыбинскую ГЭС, которое составляет примерно 22% от общей фосфорной нагрузки на Горьковское водохранилище. Боковой приток всех рек Горьковского водохранилища в сумме с размывом берегов дают еще 68% от общего поступления фосфора в водоем [52]. В сумме все эти источники поступления фосфора составляют около 90% от общей нагрузки, что значительно превышает требуемое снижение на 60–65% внешней фосфорной нагрузки. Эффективный путь борьбы с массовым развитием цианобактерий в Горьковском водохранилище требует безальтернативно

" в управлении водосбором всех водохранилищ Волжского каскада. Подобное долгосрочное поэтапное управление водосбором должно включать постепенное внедрение методов доочистки стоков от фосфора на очистных сооружениях крупных городов, расположенных как выше, так и в пределах водохранилища, а также применение инженерных водоохраных мероприятий по увеличению барьерной (фосфорудерживающей) способности отдельных участков береговой

зоны, в первую очередь в речной и озеровидной частях Горьковского водохранилища.

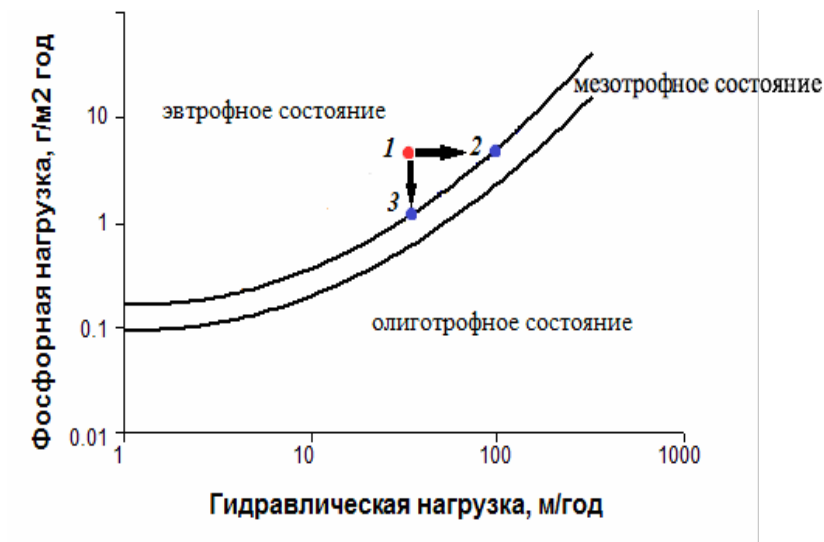


Рис. 2.9. Оценка снижения трофического статуса Горьковского водохранилища с целью борьбы с массовым развитием цианобактерий за счет управления фосфорной нагрузкой и регулирования водообмена по модифицированной модели Р. Фолленвайдера (1975): 3 – текущее эвтрофное состояние по данным 2001–2005 гг. [52] с цветением воды цианобактериями; 4 – перевод водохранилища в мезотрофное состояние, позволяющее снизить вероятность массового развития цианобактерий, за счет увеличения проточности при текущей фосфорной нагрузке; 5 – перевод водохранилища в мезотрофное состояние, позволяющее снизить вероятность массового развития цианобактерий, за счет уменьшения фосфорной нагрузки без изменения проточности водоема

Предложения о бассейновом подходе к управлению водосбором с целью экологической реабилитации водохранилищ Волжского каскада высказывались и ранее [59; 102]. В 1990-е годы предпринимались попытки реализации этого подхода в рамках Федеральной целевой программы «Возрождение Волги», которые окончились неудачно, программа была закрыта в 2004 г. В настоящее время аналогичная идея возродилась в рамках но-

вого проекта. В 2017 г. Президиум Совета при Президенте РФ по стратегическому развитию и приоритетным проектам утвердил паспорт проекта «Сохранение и восстановление реки Волги». Основная цель проекта – улучшение экологического состояния реки. Одним из главных результатов должны быть модернизация существующих и введение в строй современных очистных сооружений с использованием наилучших доступных технологий (НДТ). Для решения проблемы «цветения» воды цианобактериями необходимо, чтобы в перечень НДТ при модернизации уже существующих и строительстве новых очистных сооружений вошли технологии третичной очистки сточных вод, позволяющие удалять фосфор путем его коагуляции с квасцами. Без внедрения этого этапа очистки сточных вод на очистные сооружения снизить внешнюю фосфорную нагрузку не удастся.

Примеров успешного осуществления мероприятий по снижению внешней фосфорной нагрузки на крупные озера и водохранилища много. Это и известная реабилитация озер Вашингтон и Эри в США, озер Цюрих, Балатон, Норрвикен и Лаго-Маджоре в Европе [124; 350]. Очень показателен пример крупного американского озера Эри и других Великих озер США, антропогенное эвтрофирование которых интенсивно началось в 1960-е годы. В итоге, впервые в истории было заключено международное соглашение между США и Канадой по управлению и контролю эвтрофирования озер. Снижение внешней фосфорной нагрузки в 1970–80-е гг. привело к стабилизации трофического состояния озер и снижению степени «цветения» цианобактериями [264]. В России уже успешно внедрены на очистные сооружения г. Санкт-Петербурга технологии очистки сточных вод от фосфора. В итоге, в период с 2005 по 2013 гг. возросла эффективность удаления общего фосфора с 65 до 93% и сброс фосфора в Финский залив снизился в 4–5 раз [104]. Таким образом, решение проблемы цианобактериального «цветения» Горьковского и других Волжских водохранилищ вполне реально при модернизации существующих очистных сооружений городов путем внедрения систем очистки воды от фосфора, как это было сделано для Финского залива Балтийского моря.

Накопленный мировой опыт по управлению «цветением» водоемов показывает, что только лишь снижение внешней биогенной нагрузки на водоем по разным причинам часто бывает

недостаточной мерой для достижения успешных результатов в борьбе с массовым развитием цианобактерий. Требуется проведение внутренних мероприятий в самом водоеме, эффективность которых для Горьковского водохранилища будет оценена ниже.

Среди физических методов борьбы с массовым развитием цианобактерий хорошо апробированы методы изъятия донных отложений, ультразвуковой обработки воды, метод аэрации (оксигенации, дестратификации) водной массы и ряд гидрологических мероприятий, связанных с изменениями уровня воды и проточности водоема.

Установка в водохранилище аэраторов и проведение драгирования донных отложений будут малоэффективны для регулирования развития цианобактерий. В безледный период водохранилище слабо термически стратифицировано, а вода и без искусственной аэрации перенасыщена кислородом. Зимой же процент насыщения воды кислородом редко падает ниже 50%. Анаэробные условия в этот период времени возможны лишь на самой границе раздела воды и донных отложений, что может быть фактором выделения фосфора. Однако установка аэраторов данную проблему не решит. К тому же из-за мелководности водохранилища при работе аэраторов вероятно взмучивание донных отложений, что неминуемо будет приводить, наоборот, к возрастанию скоростей выделения фосфора из осадков и к сокращению концентраций кислорода в воде, идущего на окисление ресуспендированного органического вещества. Изъятие определенной части донных отложений не будет иметь практически никакого эффекта на снижение степени «цветения» воды цианобактериями, поскольку в водохранилище преобладают песчаные и илистые седименты с относительно невысоким содержанием органического вещества. Из-за этого внутренняя фосфорная нагрузка низкая. Если даже изъять все высокопродуктивные илы из водохранилища, то это приведет к не более, чем на 10% снижению общей фосфорной нагрузки. Применение ультразвуковых установок ограничено огромными размерами водохранилища и большой концентрацией в воде минеральных взвесей, что будет сильно «гасить» эффект воздействия ультразвука. К тому же этот метод небезопасен для других гидробионтов.

Из всех физических методов наиболее перспективным и относительно дешевым могло бы быть управление «гидроло-

гией водоема». Регулирование уровня воды в водоеме, техническая возможность увеличивать проточность за счет внутрикаского расположения водохранилища являются факторами снижения массового развития цианобактерий. С уменьшением водообмена создаются более благоприятные условия для «цветения» воды цианобактериями и увеличивается фосфороудерживающая способность водоема. Существующий на данный момент гидрологический режим водохранилища с удержанием уровня воды на высоких отметках с мая по декабрь является стимулирующим фактором для массового развития цианобактерий летом и осенью (см. рис. 2.4). Увеличение проточности водохранилища за счет сброса воды через гидроузлы в зимний период времени уже не может играть существенной роли в регулировании уровня развития цианобактерий. В этот период года их низкое обилие контролируют другие абиотические факторы – недостаток освещенности и низкая температура. Таким образом, снижению вероятности массового развития цианобактерий в Горьковском водохранилище будут способствовать увеличение водообмена в летне-осенний период и межгодовое регулирование уровня режима водохранилища в зависимости от водности года. Поддержание более высокого уровня водохранилища в жаркие маловодные годы может понизить вероятность аномально резкого развития «цветения» воды цианобактериями. Однако, по-видимому, управление «гидрологией водохранилища» имеет ряд труднопреодолимых факторов. Во-первых, существующий гидрологический режим водохранилища сложно изменить из-за других отраслей экономики региона – судоходства, электроэнергетики, рыболовства. Во-вторых, даже очень грубый анализ с использованием модели Р. Фолленвайдера показал, что для снижения вероятности массового развития цианобактерий необходимо увеличить условный коэффициент водообмена водохранилища без снижения современной фосфорной нагрузки с текущих 6 до 18 (см. рис. 2.8, точка 2 на графике). Это означает необходимость увеличения проточности в три раза, т.е. полная смена водных масс водохранилища должна происходить за 20 дней. По-видимому, если одновременно снижать фосфорную нагрузку, то потребуется в меньшей степени увеличивать проточность водохранилища, однако по-прежнему это будет внушительная величина. И, в-третьих, не-

смотря на то, что метод управления «гидрологией водохранилища» выглядит сравнительно простым и не требующим значительных затрат из-за наличия уже функционирующих гидротехнических сооружений, в литературе по практическому регулированию процесса контроля за развитием цианобактерий отсутствуют примеры решения подобной задачи для таких крупных водоемов, что связано, главным образом, с недостаточностью знаний о связи продукционных процессов с гидрологическими факторами [21].

Суть применяемых для борьбы с цианобактериями химических методов заключается либо в прямом токсическом эффекте на клетки (альгициды), либо в уменьшении внутренней фосфорной нагрузки (методы хемоманипуляции) за счет связывания фосфора в воде или в донных отложениях вносимыми реагентами с высокими сорбционными свойствами (соли металлов, глинистые материалы). Первый метод экологически опасен и поэтому не применим для Горьковского водохранилища, являющегося источником хозяйственно-питьевого водоснабжения многих городов. Эффективность методов хемоманипуляции, очевидно, также будет низкой из-за огромных размеров самого водохранилища и относительно высокой проточности. Их применение нецелесообразно также по причине низкой внутренней фосфорной нагрузки. Таким образом, любые химические мероприятия по связыванию фосфора в донных отложениях в Горьковском водохранилище не имеют экологического значения с точки зрения борьбы с массовым развитием цианобактерий.

Несмотря на большие размеры водохранилища, локальное применение биологических методов для оперативной ликвидации цианобактериальных пятен «цветения» в определенные сезоны года может быть более эффективным в сравнении с физико-химическими мероприятиями. Это связано с тем, что биологические методы более специфичны, направлены на прямое контактное или бесконтактное взаимодействие с клетками цианобактерий применяемых гидробионтов. Поэтому многие возникающие физико-химические ограничения косвенных методов контроля цианобактерий через снижение концентраций фосфора в воде в меньшей степени свойственны биометодам. Анализ состава биотических сообществ Горьковского водохранилища показывает, что присутствие в составе зоопланктона рачков-

фильтраторов рода *Fcrjpk*, наличие в Костромском расширении обширных зарослей погруженных водных растений, обнаружение в вириопланктоне цианофагов, обильное развитие бактериопланктона и распространение дрейссены в зообентосе являются положительными факторами для применения биометодов борьбы с цианобактериями. Не менее важно и то, что концентрации общего фосфора в воде водохранилища в среднем $<0,1$ мг/л, что считается верхним лимитом по нагрузке, ограничивающим применение методов биоконтроля.

Метод биоманипуляции через изменение ихтиоценоза путем вылова планкто- и бентосоядных рыб или вселения дополнительных количеств хищных видов имеет объективные ограничения для использования в Горьковском водохранилище. К ним относятся большие размеры водохранилища и его связь с многочисленными реками и вышерасположенным Рыбинским водохранилищем, рыбопромысловое значение данного водоема и недостаточная изученность трофических связей внутри экосистемы.

Из биологических методов наиболее перспективным выглядит поиск биологических агентов (микроорганизмы, макрофиты и беспозвоночные животные), способных напрямую подавлять развитие цианобактерий через конкуренцию за ресурсы, хищничество, паразитизм, аллелопатию. Подтверждением эффективности подобных биометодов для Горьковского водохранилища, как уже отмечалось выше, является низкий уровень развития цианобактерий в Костромском плесе на фоне большей зарастаемости этого участка конкурирующими с фитопланктоном макрофитами в сравнении с речным и озерным частями.

2.3. Ижевское водохранилище

Ижевское водохранилище (Ижевский пруд) – искусственный водоем, созданный в центральной части Удмуртской Республики на реке Иж в 189 км от ее устья в 1760–1763 гг. для нужд Ижевского железоделательного завода. В 1816–1824 гг. после расширения и поднятия плотины Ижевский пруд достиг своих максимальных размеров и вплоть до начала советского периода гидроэнергетического строительства оставался одним из крупнейших водохранилищ России [107].

Тенденция ухудшения состояния экосистемы Ижевского водохранилища, наблюдающаяся в последние десятилетия, приобрела явную социальную значимость после того, как с 2003 г. обозначились проблемы в обеспечении необходимых стандартов качества воды, подаваемой из этого водоема в коммунальные сети хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Ижевска. Одной из причин возникновения данных проблем стало массовое развитие цианобактерий в фитопланктоне водохранилища в летне-осенние периоды. «Цветение» воды ежегодно сопровождалось значительным ухудшением органолептических и общесанитарных показателей качества воды в акватории водохранилища, в том числе и в районе городского водозабора.

2.3.1. Лимнологическая характеристика

В настоящее время объем Ижевского водохранилища при НПУ 99,5 м составляет 76,3 млн м³, полезный объем – 42,2 млн м³, площадь зеркала – 26,4 км². Максимальная длина водоема от створа плотины до устья р. Люк, точки выклинивания верхнего подпора, составляет 11,4 км, максимальная ширина на участке Вараксинского залива – 2,3 км. Максимальная глубина водохранилища у плотины достигает 12 м, средняя глубина – 3,2 м. Площадь мелководий с глубинами до 2 м составляет в водоеме около 7 км², протяженность береговой линии при НПУ – 35 км. Конфигурация водного зеркала позволяет условно разделить водоем на три части: верхний, средний и нижний плесы (рис. 2.10).

Верхний плес вытянулся от пос. Воложка до створа «Юровский мыс – Дом отдыха» и является наиболее мелководным участком Ижевского водохранилища. Сюда впадают его основные притоки – реки Иж, Люк, Пазелинка, Шабердинка, а также ручей Пионерский. В результате проведения дноуглубительных работ вдоль левого берега от пешеходного моста до Соловьевской дачи на дне верхнего плеса образована небольшая по площади впадина вытянутой формы с максимальными глубинами >7 м. Между створами «Юровский мыс – Дом отдыха» и «Вараксинский мыс – Городской водозабор» расположен самый широкий средний плес Ижевского пруда, куда впадает несколько малых безымянных ручьев. Здесь максимальные глубины отмечаются вдоль затопленного русла р. Иж и составляют 6–8 м.

От створа «Вараксинский мыс – Городской водозабор» до плотины вытянулся нижний плес водохранилища, водосбор которого целиком расположен в селитебной и промышленной зонах г. Ижевска и представлен, в первую очередь, бассейнами двух притоков – рек Подборенка и Малиновка. В этой части Ижевского водохранилища расположены наиболее глубоководные участки – до 11–12 м. При этом участки с глубинами более 6 м занимают около половины всей акватории нижнего плеса. Здесь в 2006–2008 гг. также проводились дноуглубительные работы, в результате чего в правобережье плеса была сформирована «зона намыва» – участок спрямленного и выдвинутого в акваторию берега, отсыпанный вынутым и промытым донным грунтом и отгороженный от воды глиняной дамбой с дренажными трубами.

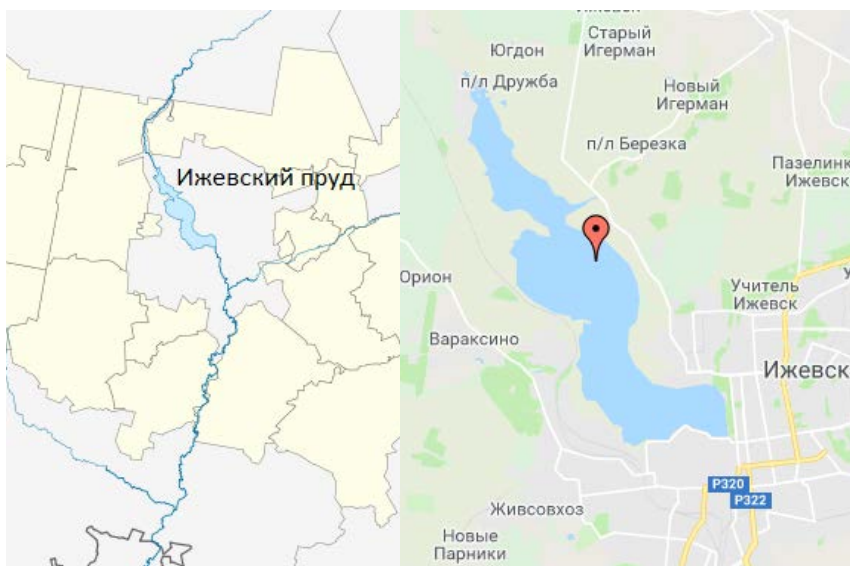


Рис. 2.10. Карта-схема расположения Ижевского водохранилища
[<https://www.google.com/maps/@56.8899456,53.1349908,12z>]

Ижевское водохранилище характеризуется наличием волновых процессов, специфика которых определяется конфигурацией его водного зеркала и «розой ветров». Наиболее подвержена волнениям приплотинная часть водоема, где при преобладающих

юго-западных ветрах длина разгона волн составляет 2 км, а высота волн при скорости ветра 20 м/с достигает 2 м. Волновые процессы обуславливают наибольшую абразию берегов в районе парка культуры и отдыха им. Кирова г. Ижевска. В настоящее время на абразионных участках левобережья нижнего плеса ведутся берегоукрепительные работы, включающие в себя реконструкцию набережной Ижевского пруда и изменение формы береговой линии. Колебания уровня воды в Ижевском водохранилище в летне-осенне-зимний периоды вызваны в основном состоянием водности р. Иж и ее притоков, а также объемами водопотребления для хозяйственно-питьевых нужд. Эти колебания происходят в интервале 98,2–99,5 м абсолютных отметок при УМО, равном 97,26 м. Для приема весеннего паводка на водохранилище проводится искусственная предполоводная сработка уровня воды с интенсивностью 1–2 см в сутки в течение 35–40 дней, в результате чего водоем опоражнивается на 37–42 млн м³. Максимальный расчетный расход паводка 1%-ной обеспеченности составляет 350,0 м³/с с общим объемом 340,7 млн м³. Минимальные расчетные 30-суточные летне-осенние и зимние расходы воды в створе Ижевского гидроузла составляют всего 1,2–2,0 м³/с. В меженные периоды маловодных лет санитарный попуск воды из Ижевского пруда в нижнее течение реки Иж может осуществляться только через неплотность затворов гидропропускного сооружения и не превышает 0,116 м³/с [112].

По гидрохимическому составу воды Ижевского водохранилища относятся к гидрокарбонатному классу, общая минерализация варьирует от 189 до 324 мг/л, жесткость – от 2,14 до 3,73 мг-экв./л кальция и магния [3]. На всей акватории водохранилища достаточно регулярно отмечается превышение значений цветности, прозрачности и окисляемости санитарно-гигиенических нормативов качества вод. На отдельных участках водоема часто наблюдается превышение ПДК содержания в воде железа, марганца, нефтепродуктов, аммонийного азота и значений БПК₅ [117]. Загрязняющие вещества поступают в Ижевское водохранилище с водосборного бассейна с притоками, а также с талыми и дождевыми водами с городской территории. Согласно расчетам 1994 г., проведенным институтом Ленгипроводхоз [25], в водоемы и водотоки бассейна Ижевского водохранилища со сточными водами ежегодно поступает 38,1 т общего

фосфора, 245,6 т общего азота, 10,0 т хлорид-ионов и 500,9 т нефтепродуктов. Основной вклад в загрязнение вод этими химическими веществами вносят стоки животноводства и смывы с сельскохозяйственных угодий и нарушенных территорий. Роль промышленности и жилищнокоммунального хозяйства в поступлении загрязняющих веществ в Ижевское водохранилище не столь велика, но она постоянно увеличивается в связи с развитием нефтедобычи на водосборе р. Иж и расширением территорий, занимаемых коттеджной застройкой в окрестностях г. Ижевска. При этом организованный сброс промышленных сточных вод непосредственно в Ижевское водохранилище осуществляют только ТЭЦ-1 г. Ижевска и ОАО «Акссион-холдинг». Стоки этих городских предприятий характеризуются как «условно чистые». В то же время на локальном участке акватории в правобережье нижнего плеса водохранилища, куда впадает сбросной канал подогретых вод ТЭЦ-1, устойчиво превышен температурный фон на 8–10°C, что можно рассматривать как проявление теплового загрязнения. Согласно расчетным показателям модуля твердого стока р. Иж в Ижевское водохранилище в течение года в среднем поступает до 59,2 тыс. м³ взвешенных наносов, аккумулирующихся на дне водоема. Общий объем наносов, привнесенных в водохранилище за 240 лет эксплуатации, составляет 7,20–7,85 млн м³, т.е. около 10% от объема водоема. По данным геолого-экологического обследования 1998–1999 гг., проведенного ГПП «Волгагеология» [68], мощность донных отложений в акватории водохранилища изменяется от 0 до 1,2 м, увеличиваясь от берегов к центральной части акватории. Поверхностные слои донных отложений представлены, главным образом, темноокрашенными илами с остатками детрита, в верховьях местами илы подстилаются торфом, в средней и нижней частях водоема – суглинками и супесями. Донные отложения на большей части водоема загрязнены тяжелыми металлами и нефтепродуктами. Наиболее интенсивная геохимическая техногенная аномалия на дне водохранилища наблюдается в районе шлакоотвала ОАО «Ижсталь» г. Ижевска, который существует еще с довоенных времен на участке правого берега в нижней части водохранилища. Эта аномалия имеет форму шлейфа, вытянутого в юго-западном направлении вдоль береговой линии, и характеризуется содержанием ряда химических

элементов (меди, никеля, хрома, марганца, олова и др.) в донных отложениях, превышающим фоновые концентрации в десятки раз [3; 116].

2.3.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий

Современное состояние Ижевского водохранилища требует принятия срочных и эффективных мер по улучшению качества воды в водохранилище, т.к. оно является одним из источников питьевого водоснабжения г. Ижевска, а также источником технического водоснабжения всех основных промышленных предприятий г. Ижевска. С момента создания в 1763 г. Ижевское водохранилище постоянно испытывало увеличение антропогенной нагрузки, что приводило к ухудшению качества воды.

В водоеме прослеживаются все признаки его эвтрофикации: заболачивание территорий, примыкающих к верховьям, интенсивный рост высшей водной растительности в зонах мелководий, заиление водохранилища. По данным ОАО «Волгагеология» объем привнесенных донных отложений составляет 7,0–7,5 млн м³ [132].

Комплексных мероприятий по задержке процесса эвтрофирования за весь период существования водохранилища не проводилось. Отдельные локальные дноуглубительные работы на акватории решали практические задачи (замыв оврага у Дворца Пионеров, намыв пляжа г. Ижевска, создание запасов песка в районе пос. Воложка) и приводили к образованию на дне водоема глубоких искусственных ям. Хозяйственная деятельность на протяжении последних 50 лет еще более ухудшила состояние Ижевского водохранилища: увеличение объемов водопотребления с 1934 г. (строительство первой насосной станции) от 80–90 до 190 млн м³ в год в настоящее время, интенсивная антропогенная нагрузка на береговую зону, увеличение привноса донных отложений и различных вредных веществ. Необходимость очистки водохранилища от донных отложений, сокращение зон мелководий на акватории водоема становится в последние годы совершенно очевидной [3].

Проблема качества воды в водоеме стала привлекать внимание экологов с начала 1960-х годов. С этого времени она продолжала обостряться. В 1997 г. была разработана «Концепция

оздоровления Ижевского водохранилища как источника питьевого водоснабжения». В ней отмечено, что санитарные пропуски в р. Иж ниже плотины обеспечиваются на 10–12% необходимого расхода. Основной сток реки происходит за счет сбросов «условно» чистых вод «Ижмаша» и «Ижстали». В средний по водности год сток р. Иж обеспечивает 3–4-кратный водообмен воды в водохранилище в течение летней и зимней межени. По существующим требованиям водообмен должен быть не менее 6–7-кратным. Из-за уменьшенного водообмена в водохранилище формируются застойные явления, что привело к значительному увеличению уровня развития цианобактерий [100].

Основные причины роста водорослей в Ижевском водохранилище:

- замедленный водообмен;
- накопление взвешенных и растворенных органических веществ;
- уменьшение содержания кислорода у дна водоема;
- высокая температура воды.

В концепции прописана программа мероприятий по улучшению качества воды в водохранилище, которая включала:

- инвентаризацию источников загрязнения на водосборной площади р. Иж и Ижевского водохранилища и подготовку предложений по их локализации или ликвидации;
- проведение работ по очистке Ижевского водохранилища от донных отложений;
- увеличение кратности водообмена воды в Ижевском водохранилище с помощью регулирующего водохранилища в верховьях р. Иж емкостью не менее 70 млн куб. м;
- проектирование и строительство локальных канализационных очистных сооружений во всех коттеджных поселках в пригородах г. Ижевска;
- проектирование и строительство системы ливневой канализации г. Ижевска с целью исключения попадания неочищенных поверхностных стоков в водохранилище в городской черте;
- укрепление берега водохранилища в районе парка им. Кирова, промышленного техникума и р. Подборки;

– использование биологических методов борьбы с цианобактериями с помощью разведения в водохранилище растительноядных рыб и альголизации [100].

Предварительная стоимость всех мероприятий составляла по данным [100] около 12 млрд руб. в ценах 2010 г. Срок реализации проекта при наличии постоянного финансирования составлял не менее 15 лет.

В 2003 г. вода водохранилища начала издавать гнилостный запах, характеризующийся как «запах дуста». Проведенные анализы воды показали наличие одоранта геосмина – продукта жизнедеятельности цианобактерий [33]. С 2004 г. были начаты работы по оздоровлению водохранилища и борьба с массовым развитием цианобактерий [72].

Ниже представлен анализ проведенных мероприятий в соответствии с «Концепцией оздоровления Ижевского водохранилища как источника питьевого водоснабжения».

2.3.2.1. Инвентаризация источников загрязнения на водосборной площади р. Иж и Ижевского водохранилища и подготовка предложений по их локализации или ликвидации. Строительство системы ливневой канализации г. Ижевска

До 2004 г. полной инвентаризации источников загрязнения Ижевского водохранилища сделано не было. Специалисты Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Удмуртской Республики совместно с федеральными природоохранными службами, муниципальными контрольными органами в течение 2004 г. провели целую серию проверок около 100 предприятий, расположенных вокруг акватории водоема. Различные нарушения выявлены в каждом втором из них. Во многих сельхозпредприятиях установлено неправильное складирование навоза, что в конечном итоге привело к его попаданию в притоки р. Иж, а потом в водохранилище. Некоторые государственные учреждения, например Якшур-Бодьинская больница, Нагорный психоневрологический интернат, до сих пор не имеют очистных сооружений, и их стоки тоже попадают в водохранилище. В водоохранной зоне водоема располагается много автокооперативов и автостоянок. Большое количество органических веществ поступает из р. Пазелинка, в бассейне которой находятся садоводческие массивы и коттеджные посел-

ки, не имеющие канализации [35; 72]. В соответствии с проведенной инвентаризацией разработаны предложения по локализации источников загрязнения и их ликвидации. Организована проверка силами инспекторской службы Минприроды УР соблюдения водоохранных требований на 51 объекте, приняты административные меры к предприятиям, виновным в загрязнении территорий [72]. Намечено строительство ливневой канализации г. Ижевска и очистных сооружений в коттеджных поселках в пригородах г. Ижевска. Подготовлены проекты локальных очистных сооружений для Нагорного психоневрологического интерната и нескольких поселков. Предполагается федеральное финансирование строительства и реконструкции целого ряда очистных сооружений, подготовлена проектно-сметная документация по ливневой канализации и очистным сооружениям [35; 76]. Отмечалась длительность и затратность этой работы, результатом которой должно стать уменьшение сброса загрязняющих веществ в Ижевское водохранилище.

2.3.2.2. Проведение работ по очистке Ижевского водохранилища от донных отложений

В 2004 г. был разработан проект очистки водохранилища от донных отложений [72]. Для реализации этого проекта были поставлены следующие задачи:

- 1) углубить водоем и тем самым уменьшить температуру на дне, что, в свою очередь, снизит интенсивность размножения цианобактерий;
- 2) засыпать зоны мелководий у правого берега с целью улучшения его проточности и водообмена [73].

В 2006 г. осуществлялся первый этап очистки водохранилища, в ходе которого на площади около семи гектаров было удалено 120 тыс. м³ донных отложений. На реализацию этой задачи Федеральное агентство водных ресурсов выделило 21,8 млн руб.

На втором этапе работ в 2007–2008 гг. предполагалось произвести выравнивание дна пруда с одновременным его углублением до 6–6,5 м. Извлеченные отложения в объеме 1,6 млн м³ предполагалось использовать для отсыпки грунта в прибрежной полосе на площади 64 га.

С целью улучшения качества воды в Ижевском водохранилище в 2007 г. в соответствии с разработанным проектом проводились работы по устройству карт намыва и очистке ложа Ижевского водохранилища от иловых отложений. Всего извлечено донных отложений в объеме 150,7 тыс. м³. Финансирование работ 2-го этапа осуществлялось из средств федерального бюджета и составило 117,93 млн рублей. Государственным заказчиком работ по данному объекту было Камское бассейновое водное управление Федерального агентства водных ресурсов.

Отмечалось, что реализуемое мероприятие нацелено на оздоровление Ижевского водохранилища, улучшение его гидрологических характеристик. В результате осуществляемых работ ожидалось повышение качества воды, увеличение показателей самоочищения водохранилища [74].

Работы были продолжены в 2008 г. Величина извлеченных донных отложений составляла 610,1 тыс. куб. метров [75]. В 2006–2008 гг. была выполнена очистка водохранилища от донных отложений на участке мелководья в районе шлакоотвала. В результате проведенных работ очищено дно на площади 68,3 га, замыты зоны мелководья на площади 18,1 га. Стоимость работ составила 239 млн руб. [3].

В государственных докладах «О состоянии и охране окружающей среды Удмуртской Республики» за 2009–2016 гг. отмечалось, что очистка Ижевского водохранилища относится к проблемам, требующим первоочередного решения [76; 77; 78; 79; 80; 81; 82].

В 2012 г. проводились исследования донных отложений Ижевского водохранилища. Было установлено, что одним из наиболее адекватных биологических показателей загрязнения донного грунта легко разлагаемыми органическими соединениями служит доля олигохет. В верховьях Ижевского пруда наиболее высокой доля олигохет в составе биомассы кормового макрозообентоса была на прибрежных мелководных участках, где она достигала в среднем 30% к концу вегетационного сезона 2012 г. На русловых глубоководных участках водоема «мягкий» макрозообентос в среднем более чем на 90% биомассы состоял из пелофильных личинок комаров-звонцов из семейства Chironomidae, тогда как доля олигохет здесь не превышала 10% от общей биомассы донных беспозвоночных животных без уче-

та крупных двустворчатых моллюсков. При этом общая биомасса мягкотелых организмов зообентоса на единицу площади дна была на русловых участках водохранилища в несколько раз выше, чем на прибрежных. В конце июля эти различия достигали 10–12 раз.

Интегральная оценка уровня органического и биогенного загрязнения четырех мелководных правобережных участков в верховьях водохранилища по комплексу пяти индикаторных показателей показала, что в наибольшей степени подвержены загрязнению два участка акватории: пункт 14, расположенный вблизи устья р. Шабердинки, и пункт 16, находящийся в заливе у южного основания Юровского мыса. Было показано, что:

1. Летне-осенние вспышки численности цианобактерий в Ижевском водохранилище во многом определяются общим запасом доступных соединений фосфора, который постоянно и циклически мигрирует в обменном фонде экосистемы. При этом суммарные сезонные значения внутренней фосфорной нагрузки на водоем на порядок выше внешней.

2. Вспышки численности цианобактерий предваряются повышением концентрации фосфатов в толще воды.

3. В период массового развития цианобактерий в Ижевском водохранилище в составе их фитомассы может аккумулироваться до 4 т фосфора. Еще около 8 т фосфора временно изымается из толщи воды фитомассой водных макрофитов. Отмирание и разложение фитомассы водных продуцентов возвращает большую часть фосфора в состав толщи воды и поверхностных фракций донных отложений.

4. В илистых донных отложениях верхней части пруда временно удерживаются значительные концентрации фосфора в составе легкоразлагаемых органических соединений [79].

В 2014 г. были продолжены работы по удалению донных отложений и экологической реабилитации Ижевского водохранилища. Работы проводились с 2014 по 2016 гг. [82] по специальной программе, направленной на улучшение качества воды. На восстановление пруда с 2014 по 2016 гг. потребовалось 478 млн рублей [10]. За три года было изъято 970 тысяч кубометров донных отложений и водной растительности на площади 113 га. Работы проводились в районе шлакоотвалов в Ленинском районе и на Воложке [9].

Для удаления донных отложений фирмой-подрядчиком была использована следующая технология. Земснаряд гидро-размывом размывал дно, после чего пульпа подавалась по трубопроводам на карты намыва, там она отстаивалась, фильтровалась и шла в обратный сброс воды в водохранилище. Земснаряд поднимал донные отложения струей воды под давлением, а потом засасывал гущу в пластиковую трубу (ее длина примерно 1,5 километра) и отправлял на землю. Воду после фильтрации возвращали в водоем. Донные отложения вывозили для депонирования [9].

3.2.2.3. Использование биологических методов борьбы

1. Альголизация В 2008–2009 гг. НПО «Альгобиотехнология» (г. Воронеж) проводило работы на Ижевском водохранилище с целью оценки последствий послепаводкового вселения микроводоросли хлореллы и проведения мониторинга [84; 85]. В процессе работы были проведены биологический анализ вод Ижевского водохранилища, адаптация штамма хлореллы к воде водоема, определены объемы промышленной партии суспензии хлореллы и трехразовое внесение суспензии хлореллы. Была использована суспензия хлореллы штамма *Ej nqt gnc" xwi ct ku"* ИФР № С-111, полученная согласно техническим условиям ТУ 9284-001-12001826-05. В течение ряда лет (с 2001 г.) эта биотехнология применялась на Пензенском, а с 2006 г. – на Волгоградском и Цимлянском водохранилищах.

Адаптация штамма *Ej nqt gnc" xwi ct ku* ИФР № С-111 к воде водохранилища проводилась в течение 10 дней на специальной питательной среде согласно ТУ. К десятому дню хлорелла составляла 60–70%. Цианобактерии находились в угнетенном состоянии и оседали на дно сосуда. В поле зрения микроскопа было отмечено появление рыхлой разлагающейся массы цианобактерий. В последующее время хлорелла занимала доминирующее положение. В результате был получен адаптированный к воде Ижевского водохранилища штамм микроводоросли *Ej nqt gnc" xwi ct ku* ИФР № С-111. Всего было произведено 50 л суспензии, которая была переведена в архив для хранения и в 2009 г. использовалась в качестве маточной культуры при выращивании всего объема альголизанта Ижевского водохранилища.

Производство (культивирование) хлореллы производилось в биореакторах согласно ТУ из архивного материала в производственных условиях ООО НПО «Альгобиотехнология».

3/ " 00Основное подледное вселение проведено 23 апреля 2009 г. по 250 л однократно суспензией *Ej nqt gmc*" *xwi ctki* штамм ИФР № С-111, выработанной из архивной культуры в шести точках.

4/ " . В соответствии с техническим заданием государственного контракта 25 мая 2009 г. ООО НПО «Альгобиотехнология» провело послепаvoudковое вселение штамма хлореллы, адаптированного к воде Ижевского водохранилища, в шести контрольных точках, согласно программе мониторинга, общим объемом 3000 л.

5/ " 011 августа 2009 г. в соответствии с актом обследования Ижевского водохранилища от 16 июля 2009 г. была проведена дополнительная альголизация для закрепления эффекта предотвращения «цветения» водоема в шести контрольных точках, согласно программе мониторинга, общим объемом 3600 л.

Основываясь на проведенных исследованиях, были сделаны выводы, что альголизация Ижевского водохранилища позволила предотвратить в 2009 г. «цветение» воды цианобактериями из родов *Cpdcgpc*, *Crj cplqo gpcp*, *ket qe{uku* [85].

2. Разведение в водохранилище растительноядных рыб и щуки. Ижевское водохранилище неоднократно подвергалось зарыблению различными видами аллохтонной ихтиофауны как с целью повышения его рыбохозяйственного потенциала, так и в качестве биоманипуляций для получения положительного экологического эффекта, в частности для уменьшения процессов зарастания и «цветения». В 2003–2005 гг. несколько раз в водохранилище запускались растительноядные виды рыб, в том числе белый толстолобик *J {rqrj vj cwo kej vj {u'o qrkzk* (Val.). Предполагалось, что белый толстолобик будет выполнять функцию эффективного биомелиоратора, выедая значительную часть фитопланктона, который в летне-осенний период представлен в Ижевском водохранилище преимущественно цианобактериями [3].

С целью снижения количества цианобактерий в 2004 г. в Ижевский пруд было запущено 5,5 тонн белого толстолобика.

Стоимость работ составила 400 тыс. руб. [72]. Также запускались мальки форели и тюльки [65].

В рамках проведения комплексных мероприятий по экологической реабилитации Ижевского водохранилища и увеличению его рыбохозяйственного потенциала в работе [3] рекомендовалось рассмотреть возможность увеличения численности популяции щуки, обитающей в данном водоеме, за счет запуска дополнительных количеств рыбопосадочного материала этого вида. По данным [37] биомасса щуки в Ижевском водохранилище составляла в 2006 г. около 2 кг/га, что явно не соответствует возможностям ее кормовой базы в водоеме. По данным ряда авторов щука в водохранилищах и крупных прудах умеренной зоны России предпочитает питаться плотвой и речным окунем. В Ижевском водохранилище биомасса плотвы составляет в настоящее время более 30 кг/га (это самый многочисленный вид ихтиофауны), окуня – порядка 9 кг/га. Исходя из этого, можно рассчитывать на биомассу хищников, активно питающихся этими видами рыб, равную не менее 4 кг/га. Щука по сравнению с другими рыбами-хищниками российских водоемов, например обыкновенным жерехом, менее требовательна к содержанию в воде растворенного кислорода и имеет наиболее широкий температурный диапазон пищевой активности. Как следствие, повышение численности аборигенной популяции щуки в Ижевском водохранилище за счет проведения целенаправленных рыбоводномелиоративных мероприятий может быть оправданным с экологических позиций и даст положительный рыбохозяйственный эффект, если будут обеспечены благоприятные условия для размножения этого вида. В частности, будет исключен браконьерский вылов щуки [3].

В 2016 г. в рамках проекта по оздоровлению Ижевского водохранилища был проведен запуск щуки и толстолобика. Щуки было запущено более 76 тыс. мальков весом от 5 до 10 г, толстолобика – 35 тыс., каждый весом около 100 г. [9].

3. Другие методы. Кроме рассмотренных методов для борьбы с цианобактериями в Ижевском пруду использовался биопрепарат МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ [65].

2.4. Псковско-Чудское озеро

2.4.1. Лимнологическая характеристика

Псковско-Чудское озеро относится к крупнейшим пресноводным и трансграничным водоемам Европы, занимающим по площади четвертое место после Ладожского, Онежского и оз. Венерн (Швеция) и пятое по объему. От трех последних озер оно отличается мелководностью (средняя глубина 7,1 м), высоким уровнем трофии и уникально высокой для озер умеренной зоны промысловой рыбопродуктивностью (30–40 кг/га) [105].

Озеро вытянуто в меридиальном направлении и состоит из трех частей (рис. 2.11), различающихся по ряду гидрологических и гидрохимических показателей, а также по уровню трофии и составу гидробионтов (в том числе ихтиофауны): Чудского озера (площадь 2613 км²), Псковского озера (709 км²) и соединяющего их Теплого озера (236 км²). Общая площадь Псковско-Чудского водоема составляет 3558 км², из которых 44% принадлежит Эстонии, 56% – России. В озере аккумулируется почти 25,2 км³ воды, а площадь водосбора составляет 47 800 км² [105].

В Псковско-Чудское озеро впадает около 240 рек, ручьев и вытекает одна река – Нарва, которая соединяет Чудское озеро с Финским заливом. Наиболее крупными реками бассейна являются: в России – реки Великая и Желча, в Эстонии – реки Эмайыги и Выханду. На долю рек Великой и Эмайыги приходится около 80% общего поступления поверхностных вод в озеро. Годовой сток через реку Нарву составляет около 12 км³ [105].

Северная часть водоема – Чудское озеро (73% акватории) является наиболее глубоководной (средняя глубина 8,3 м, максимальная – 12,4 м) эвтрофной частью водоема с некоторыми чертами мезотрофии, в которой сохраняются в промысловых объемах представители холодолюбивых оксифильных видов рыб (чудской сиг, ряпушка, налим и др.).

Южная часть – Псковское озеро (20% всей акватории) – мелководное эвтрофное (гипертрофное) озеро. В ихтиофауне Псковского озера доминируют представители теплолюбивых видов – лещ, щука, плотва и др.

Данная территория характеризуется слабой дренированностью и высоким, чаще до 1,5 м, уровнем залегания грунтовых вод. Ведущий процесс – заболачивание, развит очень сильно. Местность характеризуется почти сплошным распространением переувлажненных грунтов. Болота занимают до 20–35% площади, а заболоченные земли 20–60%. Почвы побережья, в основном подзолистые и торфяные, сформировались под хвойными и хвойно-лиственными лесами.

Для речной сети региона, относящейся к бассейну Псковского озера, характерно смешанное питание, причем на долю талых снеговых вод приходится около 50% годового стока, дождевых и подземных – примерно по 25%. Большая часть речных долин образовалась в послеледниковое время и выглядит сравнительно молодо. Их средний возраст составляет около 8–9 тысяч лет. Реки еще не успели выработать глубоких и широких долин.

Течения в водоеме слабые, в основном ветрового происхождения, и поэтому определяются направлением и скоростью ветра. Их скорость обычно невелика: в среднем в пределах 5–9 см/сек. При наступлении затишья они прекращаются. Постоянное поверхностное течение с юга на север бывает лишь весной в период паводка. В это время реки Великая, Пиюза, Выханду и другие приносят в Псковское озеро много талой воды. Она, устремляясь на север, в Чудское озеро, к истоку реки Нарва, образует в узком месте Теплого озера сравнительно быстрое течение со скоростью 35–50 см/сек.

Более четко на озере выражены волнения. Они также находятся в тесной зависимости от скорости и длительности ветра. Значительные волнения могут возникнуть при сильных юго-западных и западных ветрах, дующих со скоростью свыше 5 м/сек (в основном осенью – в октябре и ноябре). Для мелководных озер характерны сравнительно частые и крутые волны, которые могут быть опаснее для плавания, чем морские.

Рельеф дна Псковского озера ровный: на большей части оно плоское или слегка волнистое, относительные высоты дна не превышают 0,5–0,7 м. Преобладают глубины 3,5–5 м, наибольшая находится близ острова Колпино – 5,7 м. В береговой зоне Псковского озера встречается много подводных банок, относительная высота которых 2–3 м [105].

Донные отложения представлены песком и илом. В Псковском озере песок обнаружен до глубин 4 м, глубже – светло-серый ил, в Чудском озере илы начинаются на меньших глубинах (преимущественно темно-серый ил с пониженным содержанием Al_2O_3). Воды озер пресные, умеренно-прозрачные, имеют слабощелочную реакцию ($pH = 8,3$).

Псковско-Чудское озеро отличается невысокими значениями прозрачности воды, составляющими для Псковского озера 0,8–1,5 м по диску Секки, а для Чудского – 1,4–2,9 м. Величина pH колеблется преимущественно в пределах 7,8–8,5, причем в последние годы наблюдается тенденция к повышению значений pH в летние месяцы до 8,5–8,9, что является еще одним подтверждением усиливающейся эвтрофикации водоема. Общая минерализация воды составляет в Чудском озере в среднем за период наблюдений 226 мг/л, а в Псковском – 212 мг/л. По данным совместных российско-эстонских исследований [398] средние значения концентраций биогенных элементов в Чудском озере составляют 30–40 мг $P_{общ}/м^3$ и 630–680 мг $N_{общ}/м^3$ и в Теплом озере – 50–70 мг $P_{общ}/м^3$ и 750–850 мг $N_{общ}/м^3$. В Псковском озере при относительном постоянстве содержания общего азота (~ 900 мг/м³) выявлено двукратное возрастание концентраций общего фосфора с 65 мг/м³ в 1995 г. до 130 мг/м³ в 2005 г. При этом основной привнос биогенных веществ происходит со стоком рек Великой и Эмайыги – 80% общего фосфора и 84% общего азота [67]. Нарушение баланса азота и фосфора в пользу последнего может способствовать доминированию цианобактерий.

За последние годы отмечается ускорение процессов эвтрофирования в Псковско-Чудском водоеме, о чем свидетельствует «цветение» озера, начинающееся чуть ли не с начала лета. Основной причиной ускорения процесса эвтрофикации является увеличение содержания фосфора в водах озера, изменение соотношения фосфора и азота, что влечет за собой развитие негативных явлений – кроме «цветения» воды, зарастание высшей водной растительностью, кислородное голодание и заморы рыбы.

В 2005–2006 гг. сотрудниками ГосНИОРХа и Псковского педагогического университета проводились совместные исследования акватории Псковско-Чудского водоема на предмет зарастания его тростником. Общее зарастание озера высшей водной растительностью увеличивается большими темпами. Если

в конце 1930-х годов зарастание Псковского озера высшей водной растительностью было незначительным, и растительность встречалась преимущественно в бухтах и устьях рек на глубине 1–1,5 м, то в 1960-х годах общая степень зарастания озера увеличилась до 5%. Основными видами были рдест стеблеобъемлющий, тростник обыкновенный и камыш озерный. Береговая растительность занимала полосу от нескольких десятков до нескольких сотен метров. К 1980-м годам зарастание Псковского озера увеличилось до 7,9%, а мощность зарослей достигала 400 м. Основные доминирующие виды водной растительности Псковско-Чудского озера – тростник, камыш и рдест – сохранили свое господствующее положение. Увеличились также площади зарослей растений с плавающими листьями, среди которых преобладала кубышка желтая и кувшинка чисто-белая. В 2000-х годах благодаря дополнительным исследованиям было установлено, что зарастание Псковского озера достигало 12,0% площади акватории (около 85 км²), при этом средняя ширина зарослей тростника составляла 480 м, а максимальная доходила до 1500 м.

2.4.2. Опыт борьбы с массовым развитием цианобактерий

Начало изучения лимнологии Псковско-Чудского озера было положено еще А. А. Соколовым [115], успешно продолжалось до конца 1980-х. В начале 1990-х гг. в связи с образованием в Балтийском регионе независимых государств и превращением Псковско-Чудское озера в трансграничный водоем, возникли некоторые сложности в согласовании работ по мониторингу и обмену информацией между Россией и Эстонией. В конце 1990-х гг. на Чудском озере проводились исследования в рамках шведско-эстонско-российского проекта по мониторингу, направленному на улучшение качества работ региональных экологических органов, отвечающих за охрану окружающей среды на водосборном бассейне озера, а также на улучшение обмена информацией между эстонской и российской сторонами. В результате совместных усилий к началу 2000-х гг. наметился существенный прогресс в объединении сил по совместному изучению озера заинтересованными сторонами [347; 398]. В настоящее время использование водных ресурсов водосборного бассейна Псковско-Чудского озера регулируется рядом международных

конвенций, среди которых наиболее значимым является соглашение между правительствами России и Эстонии по сотрудничеству в области охраны и рационального использования трансграничных вод, подписанное в Москве 20 августа 1997 г. [106].

В национальную программу мониторинга Эстонии входит его проведение на восьми реках, дренирующих 90% территории эстонской части водосборного бассейна озера. На них ежемесячно определяется расход воды и отбираются пробы на анализ содержания в воде питательных веществ. В России эта программа проводится только на двух реках (Великая и Гдовка), которые дренируют 87% водосборной территории российской части бассейна. Определение концентрации биогенных веществ в воде Псковско-Чудского озера и других показателей, характеризующих степень его трофии, в начале 2000-х гг. осуществлялось на пяти станциях на эстонской стороне и на 10 станциях – на российской.

В соответствии с российско-эстонской программой рационального использования и охраны водных ресурсов Псковско-Чудского озера на 2005–2015 гг. основным направлением совместных действий по предотвращению дальнейшего эвтрофирования озера является снижение сбросов фосфора со сточными водами городов и крупных населенных пунктов. Особое внимание в этой связи уделяется совершенствованию очистных сооружений Пскова и Тарту, где постоянно проводятся работы по улучшению систем водоочистки, биологическому обезвреживанию иловых осадков, строительству цехов механического обезвоживания осадка. Кроме того, проводится комплекс мер по снижению фосфорной нагрузки на озеро, включающий строгое соблюдение технологий внесения удобрений на водосборе, организацию оборудованных навозохранилищ и мест хранения минеральных удобрений и др. В современных условиях большое внимание экологическим аспектам хозяйственной деятельности уделяет не только государство, но и общественные организации.

В бассейне Псковско-Чудского озера управление водными ресурсами, как с российской, так и с эстонской стороны, осуществляется с учетом «Плана управления водными ресурсами бассейна р. Нарвы и Чудского озера». Основная цель плана управления – предоставление обоснованного комплекса мероприятий, каждое из которых направлено на решение специфиче-

ских проблем в управлении водными ресурсами рассматриваемого бассейна. При этом мероприятия были спланированы на ближайший и отдаленный периоды в соответствии с потребностями и возможностями привлечения и использования необходимых ресурсов.

" " " " "

Согласно рекомендациям Хельсинкской комиссии (ХЕЛКОМ) [110], работа которой направлена на защиту морской среды Балтийского моря, для борьбы с эвтрофированием Псковско-Чудского озера должны быть предусмотрены следующие меры:

1. Сточные воды населенных пунктов перед сбросом в Псковско-Чудское озеро, р. Нарву и Нарвское водохранилище должны подвергаться биологической очистке поэтапно: к 2010 г., если нагрузка составляет более 10 000 человеко-эквивалент; к 2015 г., если нагрузка более 2 000 человеко-эквивалент.

2. Концентрация загрязняющих веществ в сточных водах таких городов, как Псков, Сланцы, Тарту и Нарва не должны превышать к 2010 г. следующих установленных значений: БПК – 15 мг/л, азот общий – 10 мг/л, фосфор общий – 1,5 мг/л. Концентрация общего фосфора в сточных водах вышеуказанных городов к 2015 г. не должна превышать 0,5–1,0 мг/л, или, по меньшей мере, 80% фосфора должно удаляться из сточных вод перед их сбросом в водные объекты.

3. Сброс неочищенных сточных вод в иные водные объекты, входящие в водосборный бассейн Чудского озера и р. Нарвы, будет запрещен к 2015 г.

4. Первоочередной задачей является завершение работ по реконструкции сооружений для очистки бытовых сточных вод в г. Псков, на которых будет реализована возможность удаления до 30 тонн нагрузки общего фосфора в год.

"

Необходимо провести изоляцию навозохранилищ и хранилищ силоса во избежание загрязнения поверхностных и подземных вод. Запретить внесение навоза на покрытую снегом или промерзшую землю. Является необходимым применение экологических ограничений и схем финансовой поддержки с целью уменьшения концентрации животноводческих комплексов

на ограниченной территории. Стимулировать использование наилучших технологий.

”

Стороны должны осуществлять поддержку наилучших сельскохозяйственных технологий и создавать условия для снижения потери питательных веществ при проведении агротехнических мероприятий. Запретить применение минеральных удобрений на покрытой снегом или промерзшей почве. Необходимо наложить запрет на использование гербицидов и арборицидов, применяемых для уничтожения древесно-кустарниковой растительности на дренажных канавах с целью предотвращения их зарастания. Контролировать применение, транспортировку и хранение минеральных удобрений и пестицидов. Стимулировать применение небольших количеств удобрений и пестицидов. Осуществлять поддержку наилучших имеющихся технологий в сельском хозяйстве, способствовать развитию «экологически чистого» сельского хозяйства.

Мероприятия по улучшению показателей качества воды в бассейне р. Нарвы проводились в рамках реализации:

- проекта ФЦП «Национальная программа мер по оздоровлению и реабилитации экосистемы Балтийского моря» [67];
- проекта ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012–2020 годах»;
- проекта ТАСИС [95];
- других инвестиционных проектов.

В рамках ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012–2020 годы» по теме «Научные исследования по изучению роли внутренней нагрузки в формировании состояния экосистемы Псковско-Чудского озера и разработка научно-обоснованных рекомендаций по улучшению экологического состояния Псковско-Чудского озера в рамках российско-эстонского сотрудничества в области охраны и рационального использования трансграничных водных объектов» установлено, что внутренняя биогенная нагрузка на Псковское озеро не претерпела существенных изменений по сравнению с оценками 2008 г. и химико-биологический режим озера в настоящее время находится в квазистационарном состоянии в отличие от химико-биологического режима Чудского озера,

который характеризуется нестационарностью. Причиной такой ситуации является снижение в последние годы внешней биогенной нагрузки на Чудское озеро и увеличение внутренней. Тем не менее для улучшения экологического состояния Псковско-Чудского озера необходимо дальнейшее снижение внешней биогенной нагрузки. Обоснован комплекс мероприятий, реализация которых на водосборном бассейне и в водоеме позволит улучшить экологическое состояние озера.

Таким образом, представлена подробная лимнологическая характеристика Цимлянского, Горьковского и Ижевского водохранилищ и Псковско-Чудского озера с целью обоснования применимости существующих методов борьбы с массовым развитием цианобактерий к данным водоемам. Выявлены важнейшие факторы, ограничивающие использование методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в водохранилищах. К ним были отнесены большие размеры водоемов, высокая внешняя фосфорная нагрузка, мелководность, слабая температурная стратификация, сезонное регулирование уровня режима, относительно высокая проточность водоема, слабозаиленные донные отложения, благоприятный кислородный режим, низкая степень зарастаемости акватории высшими растениями, значительная морфометрическая расчлененность водохранилищ.

Стратегия предотвращения массового развития цианобактерий должна основываться на бассейновом подходе по управлению водосбором всех водоемов. Требуется внедрение методов доочистки стоков от фосфора на очистных сооружениях крупных городов, расположенных как выше, так и в пределах водоемов, а также применение инженерных водоохраных мероприятий по увеличению барьерной (фосфороудерживающей) способности отдельных участков береговой зоны.

3. Сравнительный анализ и выбор оптимальных методов борьбы с массовым развитием цианобактерий

3.1. Сравнение эффективности и применимости к разным типам водоемов

Эффективность и применимость разных методов борьбы с развитием цианобактерий существенно зависят от гидрологических, физико-химических характеристик водоемов и их трофического статуса. Кроме того, они различаются по таким параметрам, как быстрота достижения и продолжительность эффекта, техническая реализуемость метода, экологичность метода – его влияние на физико-химические параметры водоема и гидробионтов. Сравнение эффективности и применимости к разным типам водоемов существующих методов борьбы с цианобактериями приведено в табл. 3.1.

Влияние трофического статуса водоема проявляется в том, что чем ниже трофический уровень водной экосистемы, тем меньше необходимость в применении трудоемких и затратных физико-химических методов. В экосистемах с высокой трофностью уменьшается эффективность применения ультразвука, т.к. в этих системах, как правило, увеличивается количество взвесей и детрита в толще воды, что приводит к быстрому затуханию ультразвуковой волны. В подобных системах так же малоэффективно реализуется метод биоманипуляции. Это происходит потому, что в мезотрофных водоемах хорошо работает трофический каскад по принципу пастбищной цепи: фитопланктон выедается зоопланктоном, а тот, в свою очередь, рыбами. Энергия переходит с одного уровня трофической цепи на другой, и манипуляции на одном из уровней каскадом отражаются на остальных. В эвтрофных же системах с обильным цианобактериальным «цветением» биомасса продуцентов не может утилизироваться зоопланктоном из-за развития большой биомассы колониальных, нитчатых или токсичных видов и происходит разрыв трофической цепи. Большая часть этой биомассы утилизируется через микробную петлю, и в водоеме все большую роль начинает играть детритная пастбищная цепь. Все это при-

водит к тому, что трофические каскадные эффекты затухают или их результат становится малопредсказуемым. Так как в методах биоконтроля используются организмы со всех уровней трофической цепи (от бактерий до рыб) и с разнообразными экологическими требованиями, то влияние трофического статуса на эффективность их использования однозначно оценить очень трудно.

В мелководных водоемах не очень эффективны методы, связанные с дестратификацией и изоляцией донных отложений (активной и пассивной). Высокая перемешиваемость мелководных водоемов и взмучивание донных отложений часто приводят к трудностям в достижении главной цели – ограничению поступления биогенов (прежде всего фосфора) из донных отложений.

Размерные характеристики водоемов имеют важное значение для рассматриваемых методов борьбы с «цветением». Большинство из них будет мало- или неэффективны в крупных водоемах типа равнинных водохранилищ и озер с большой площадью. Иногда технически сложно или невозможно провести необходимые мероприятия, т.к. это повлечет за собой огромные затраты экономических и трудовых ресурсов. Однако на подобных водоемах можно осуществлять работы, если они морфологически разделены на отдельные бассейны с разными условиями, а также если на них существуют изолированные акватории (например, заливы), на которых экологическая ситуация более неблагоприятная или требует осуществления реабилитационных мер.

Относительно быстрое достижение результатов может произойти только при значительном снижении внешней нагрузки и только в том случае, если внутренняя биогенная нагрузка невысока. Биоманипуляция также может дать быстрый результат, однако по времени он, как правило, кратковременный и потребуются постоянное повторение мероприятий. Невысокая продолжительность эффекта наблюдается в целом у всех методов, связанных с использованием биоты – это методы биоконтроля, биоманипуляция, удаление биомассы физическим и химическим способом.

Таблица 3.1. Сравнение эффективности и применимости к разным типам водоемов существующих методов борьбы с цианобактериями

Методы	Трофический статус		Глубина		Размер		Быстрота достижения эффекта	Продолжительность эффекта	Техническая реализуемость метода	Степень изученности метода	Влияние на физические условия в водоеме	Влияние на гидробионтов
	Мезо-	Эв-	Млк	Глб	Кр	Мал	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Физические												
Снижение внешней нагрузки	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	-
Аэрация/Дестратификация	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
Удаление донных отложений	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+
Пассивная изоляция дна	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+
Удаление биомассы (ультразвук)	+	-	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+

Продолжение табл. 3.1

Методы	Трофический статус		Глубина		Размер		Быстрота достижения эффекта	Продолжительность эффекта	Техническая реализуемость метода	Степень изученности метода	Влияние на физико-химические условия в водоеме	Влияние на гидробионтов
	Мезо-	Эв-	Млк	Глб	Кр	Мал	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Химические												
Удаление растворенного Р из воды (хемоманипуляция)	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-
Активная изоляция дна	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+
Использование альгицидов	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+
Биологические												
Биоманипуляция	+	-	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-

Методы	Трофический статус		Глубина		Размер		Быстрота достижения эффекта	Продолжительность эффекта	Техническая реализуемость метода	Степень изученности метода	Влияние на физико-химические условия в водоеме	Влияние на гидробионтов
	Мезо-	Эв-	Млк	Глб	Кр	Мал	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Методы био-контроля (организмы-антагонисты цианобактерий)	?	?	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-

<

Трофический статус: Мезо- – водоем мезотрофного типа, Эв- – водоем эвтрофного типа ; +/- – эффективный метод / малоэффективный метод.
 Глубина: Млк – мелководные водоемы, Глб – глубоководные водоемы; +/- – эффективный метод / малоэффективный метод.

Размер: Кр – крупные водоемы, Мал – малые водоемы; +/- – эффективный метод / малоэффективный метод.

Быстрота достижения эффекта: +/- – быстро/медленно.

Продолжительность эффекта: +/- – долговременный эффект / кратковременный эффект.

Техническая реализуемость метода: +/- – простота реализуемости метода / сложность реализуемости метода.

Степень изученности метода: +/- – хорошо изученный и апробированный метод / слабо изученный метод.

Влияние на физико-химические условия в водоеме: +/- – сильное влияние / слабое влияние.

Влияние на гидробионтов: +/- – сильное влияние / слабое влияние, ? – влияние неоднозначно.

Наименьшая изученность методов биологического контроля среди всех остальных методов отражает сложность изучения множества экологических взаимоотношений и трудность экстраполяции полученных данных из простых лабораторных в сложные природные экосистемы. Однако эти методы одни из самых перспективных, т.к. вместе с биоманипуляцией наиболее экологически безопасны в силу использования биосферосовместимых процессов, «отработанных природой» в ходе длительного эволюционного процесса.

3.2. Особенности применения физических и химических методов

Использование отдельных или комплекса рассмотренных физико-химических методов для борьбы с «цветением» водоемов должно привести к улучшению экологической ситуации. Однако процесс оздоровления водоема может занимать от года до десятка лет. Этот процесс значительно ускоряется, если были выявлены все внешние и внутренние источники поступления биогенных элементов и использовался комплекс адекватных мер.

Выбор метода оздоровления водоема должен быть основан на данных предварительного комплексного изучения водного объекта. Результаты исследований (физических, химических и биологических данных) используют для определения трофического статуса водоема и факторов его формирования [494; 496], а также для оценки качества его вод, что позволяет оценить восстановительный потенциал конкретного водоема [526].

Температурные профили определяют степень термической стратификации и смешивания, которые важны для понимания распределения химических / биологических характеристик. Скорость и направление ветра могут быть полезны для объяснения сезонной (и суточной) изменчивости химических / биологических характеристик. Сезонные изменения стабильности водного столба особенно важны в мелководных полимиктических озерах [362]. Одним из самых надежных и часто используемых показателей состояния озер является прозрачность, определяемая по диску Секки, значения которой зависят от концентрации взвешенных частиц в воде.

Кроме того, необходимы данные о концентрации общего фосфора, общего азота, нитратного и аммонийного азота и фосфатов, pH, растворенного кислорода, общего количества взвешенных частиц. Биохимическая потребность в кислороде (БПК) может быть полезна при оценке потребностей и источников растворенного кислорода. Содержание биогенных элементов, pH и растворенных веществ должно определяться на глубоководном участке в эпилимнионе и гиполимнионе. Для мелководных озер достаточно брать пробы с поверхности [180]. Для водоемов умеренных широт рекомендуется отбирать пробы два раза в месяц с мая по октябрь.

Для определения трофического статуса водоемов и оценки качества их вод используют показатели видового разнообразия, численности, биомассы и динамики фитопланктона. Как экспресс-метод оценки биомассы фитопланктона применяют величины концентрации хлорофилла *c* в воде. Более подробную информацию о сборе данных и методах их обработки можно найти в работах [142; 258; 298; 627].

" " " "

Инактивация фосфора непосредственно в водоеме – успешно и широко применяемое технологическое решение для борьбы с эвтрофированием в стратифицированных и нестратифицированных озерах. Инактивация фосфора обеспечивает контроль над биомассой водорослей путем резкого снижения количества лимитирующего биогенного элемента, а не через разрушение клеток водорослей (как действуют альгициды). Этот метод дает надежный, но, к сожалению, недолговременный результат. Без дополнительных мероприятий дефицит фосфора быстро восполняется из внешних и внутренних источников.

Реагентная очистка (соединения алюминия, железа, кальция) в России не используется, но успешно и широко применяется в зарубежной практике как один из основных методов технологического решения для борьбы с эвтрофированием в озерах.

Однако в любом случае требуется проведение предварительных тестов для каждого водоема для установления доз, методов применения, времени обработки, химических механизмов и долгосрочности эффекта. Для восстановления глубоководного димиктического озера с жесткой водой теоретически наиболее

оправданным вариантом является обработка сульфатом алюминия, что должно способствовать долговременной инактивации фосфора, с одновременной, при необходимости, обработкой известью эпилимниона и металимниона.

" " " " " "

На основании данных о состоянии озера и баланса питательных веществ по результатам наблюдений хотя бы одного года необходимо сделать заключение, какой биогенный элемент является лимитирующим, и установить основной источник его поступления в водоем (внешний или внутренний). На основании полученных результатов необходимо определить методы удаления избытка биогенных элементов из водоема и меры для ускорения его оздоровления. Для каждого предлагаемого метода восстановления необходимо оценить степень эффективности, уровень достигаемых результатов, стоимость и провести сравнительную оценку применения других методов. В случае преобладающего вклада внешней нагрузки необходимо определить, являются ли источники биогенных элементов точечными или диффузными. В случае преобладания точечных источников целесообразно сначала рассмотреть методы по очистке попадающих сточных или ливневых вод, поскольку эти методы часто менее дорогостоящие, а затраты на их эксплуатацию и обслуживание относительно малы.

Если при использовании одного из методов снижения внешней нагрузки прогнозируется медленное восстановление, т.е. концентрация питательных веществ в озере не будет снижаться в достаточной степени для восстановления водоема, то в качестве следующего шага предлагается применение разбавления/увеличения проточности, искусственного перемешивания и/или биоманипуляции. Эти меры воздействия могут обеспечить снижение биомассы, в том числе потенциально токсических видов водорослей, в случае, если уменьшение содержания лимитирующего биогенного элемента невозможно.

При использовании методов разбавления/увеличения проточности будет контролироваться концентрация лимитирующих биогенных элементов, поэтому они являются предпочтительными. Однако затраты на реализацию и нехватка воды

с низким содержанием биогенных элементов могут сделать применение этих методов экономически невыгодными.

Основной причиной деградации водоемов могут быть неточечные источники биогенных элементов, в частности сток ливневой воды в озера, расположенные в городской черте, и стоки с сельхозугодий в озера, расположенные в сельской местности. К мерам сокращения неточечных нагрузок можно отнести создание накопительных бассейнов для перехвата ливневых вод и/или отстаивания, удерживающих прудов, использование искусственных заболоченных низин («биофильтры»), химическую обработку в удерживающих прудах и применение более эффективных методов управления, таких как контроль за использованием удобрений (применение не содержащих фосфор удобрений).

В случае, когда снижение внешней нагрузки не способствует значительному улучшению состояния водоема, основной причиной «цветений» может быть чрезмерная внутренняя нагрузка или рециркуляция биогенных элементов из донных осадков, в частности фосфора. Если донные отложения оказываются основным источником внутренней нагрузки и содержание биогенных элементов велико именно в верхних слоях донных отложений (не ниже 0,3–0,5 м), то применение дноуглубительных работ должно быть наиболее эффективным, несмотря на его высокую стоимость. Если содержание фосфора распределено в осадках глубже, чем 0,5 м, то дноуглубительные работы приведут к соприкосновению глубоко расположенных запасов фосфора с водой и ожидаемого снижения внутренней нагрузки не произойдет. Для оздоровления таких водоемов можно использовать следующие методы:

1. Разбавление / увеличение проточности, искусственная циркуляция и биоманипуляция, которые могут быть использованы для контроля биомассы водорослей или концентрации питательных веществ.

2. Добавление алюминийсодержащих соединений, в результате чего происходит оседание на дно хлопьевидного осадка нерастворимых фосфорсодержащих соединений алюминия. Образуемая при этом гидроокись алюминия (квасцы) будет оседать на поверхность дна, образуя барьер для дальнейшего высвобождения фосфора.

3. Метод Riplox (окисление осадков) может быть применен для инактивации питательных веществ. Его основной целью является восстановление верхнего слоя осадка, что должно обеспечивать долгосрочное решение проблемы по сравнению, например, с применением соединений алюминия.

4. Удаление вод гиполимниона в качестве контроля внутренней нагрузки менее эффективно по сравнению с применением квасцов, обладающих высокой сорбирующей способностью. Однако он является достаточно надежным и имеет потенциал для снижения питательных веществ в осадке. Гиполимническая аэрация в сочетании с добавлением железа в некоторых случаях демонстрировала хороший эффект для снижения внешней фосфорной нагрузки.

При сравнении затрат на использование перечисленных методов следует отметить, что добавление соединений алюминия является самым дешевым методом, а выемка грунта – самым дорогостоящим.

3.3. Особенности применения биологических методов

Экологически безопасные биологические агенты, встречающиеся в естественных условиях в тех же средах обитания, что и их жертвы, показали хорошие перспективы в качестве потенциальных организмов, подавляющих «цветение» воды цианобактериями в пресноводных экосистемах.

Вирусы-цианофаги, обладающие способностью заражать и уничтожать клетки цианобактерий, чрезвычайно широко распространены в водных экосистемах. Вследствие значительного обилия, большого распространения и влияния на смертность цианобактерий потенциал использования цианофагов в качестве агентов биологического контроля обсуждается с тех пор, как эти вирусы были обнаружены.

Как агенты биологического контроля цианофаги имеют ряд преимуществ. Они имеют высокую специфичность к хозяину и вследствие этого могут быть направлены на избирательное уничтожение отдельных видов в сообществе. Теоретически подобная видоспецифичность дает возможность, снижая численность отдельных видов, регулировать структуру фитопланктон-

ного сообщества и, возможно, предотвращать вспышки развития нежелательных видов и «цветение» воды. Преимуществом цианофагов также является короткое время генерации и большое количество вирусных частиц, образующихся в клетке хозяина, что положительно влияет на возможность быстрого распространения инфекции и ее масштаб. Кроме того, у них быстро возникают устойчивые мутантные формы, которые могут уничтожать резистентные цианобактерии, что делает процесс вирусного биоконтроля цианобактерий более выгодным и эффективным.

Тем не менее существуют проблемы, делающие использование цианофагов очень сложным на практике. Одни из них связаны с биологическими особенностями объектов, другие с техническими трудностями. У цианобактерий довольно быстро появляются штаммы, резистентные к данному вирусу, поэтому эффект от их применения будет временным. Высокая видоспецифичность вируса (даже к отдельным штаммам) может помешать использовать его для одного и того же вида цианобактерий, обитающих в разных водоемах. То есть, если считать его «лекарством от цветения», то «рецепт» будет сугубо индивидуальным для каждой водной экосистемы. Кроме того, после элиминации одного вида цианобактерий его место могут занять другие виды цианобактерий, устойчивые к влиянию данного вида цианофага. Влияние некоторых факторов окружающей среды может нарушать взаимодействие цианофаг – цианобактерии, что будет способствовать непредсказуемости их взаимодействий в естественной экосистеме. В недавних исследованиях было обнаружено, что у вирусов-цианофагов есть вирофаги, которые, сосуществуя с ними, имея паразитические отношения с сопутствующими цианофагами, могут ингибировать их репликацию, приводить к их дезактивации, что уменьшает их вирулентность.

К техническим трудностям относятся: сложность изоляции, культивирования и производства больших объемов инокулята вирусов для работы на водоемах.

Возможно, вирусы были бы идеальными в качестве агентов биологического контроля ввиду высокой специфичности в выборе цели. Однако бактериальные агенты считаются более пригодными, чем вирусы, в качестве агентов биоконтроля, потому что бактерии могут выживать на альтернативных источниках пищи в периоды отсутствия «цветения» воды и возможные

мутации и появление новых штаммов у жертвы (цианобактерий) не являются столь проблематичными в системе хищник – жертва в отличие от системы паразит – хозяин.

Кроме вирусов с цианобактериями могут бороться и другие бактерии, с помощью которых можно предотвращать или регулировать «цветение» воды. Сообщества таких организмов иногда называют «микробными гербицидами». Бактериальные агенты могут быть видоспецифичными, как вирусы, но есть среди них и виды с широким спектром жертв. К положительным свойствам бактерий при рассмотрении в качестве потенциальных агентов биоконтроля можно отнести разнообразие механизмов воздействия на цианобактерий: антибиоз, хищничество, паразитизм, конкурентное исключение, а в некоторых случаях и сочетание стратегий. Это позволяет подбирать организмы, наиболее подходящие в каждом конкретном случае, или составлять смеси из таксонов, эффективно дополняющих друг друга в соответствии с видовой спецификой цианобактериального сообщества. Виды бактерий, использующие паразитизм и хищничество, могут быть интересны из-за высокой специфичности по отношению к отдельным видам цианобактерий и, следовательно, безопасности для других гидробионтов. Некоторые авторы считают, что на основании свойств, которые определяют хорошего хищника, можно считать миксококков потенциально лучшими бактериальными агентами биологического контроля «цветения» воды.

Другие механизмы влияния бактерий менее избирательны и могут действовать на широкий круг целевых организмов. К таковым относится секреция внеклеточных метаболитов разной природы. Однако есть сомнения в том, насколько велика значимость высвобождаемых внеклеточных литических соединений в естественной среде ввиду их быстрого разведения или разрушения другими микроорганизмами с последующей потерей активности. Более перспективным механизмом выглядит контактное взаимодействие, при котором активность литических веществ более локализована (в месте контакта клеток бактерий и цианобактерий). Эффективность биологического метода контроля с использованием бактерий может быть усилена с помощью инструментов генной инженерии, ведущих к созданию

высокопроизводительных микроорганизмов-продуцентов антицианобактериальных веществ.

Проблемой при использовании бактерий в качестве агентов биоконтроля может служить относительно быстрое развитие резистентности у цианобактерий к выделяемым веществам, вследствие чего эффект будет кратковременным. Применение хищных бактерий требует изучения механизма взаимодействия, подбора правильного количественного соотношения хищник – жертва, необходимого для масштабного цианобактериального лизиса. Кроме того, хорошо известно, что некоторые цианобактерии могут синтезировать множество разнообразных токсинов, которые будут высвобождаться в воду после разрушения клеток. Поэтому, выбирая виды-антагонисты, которые будут использоваться для борьбы с «цветением» воды, следует учитывать влияние высвобождаемых токсичных компонентов и по возможности подбирать виды, которые смогут их утилизировать. Кроме того, существуют такие недостатки метода, как ограниченное уничтожение целевого организма, ограниченную выживаемость микробного агента или его уничтожение другими организмами, проблемы крупномасштабного производства, хранения и применения. В настоящее время большинство исследований проведено в лабораторных условиях. Об успешном использовании бактериальных агентов в естественных условиях информации очень мало. Поэтому следует проявлять осторожность при экстраполяции результатов, полученных в лабораторных условиях, на экосистемный уровень. Необходимы экспериментальная проверка в микро-, мезо-, макрокосмах и полевые испытания непосредственно на естественных водоемах, чтобы определить и решить проблемы, возникающие при крупномасштабном использовании.

В качестве биологических агентов контроля часто рассматривается такая специфическая группа бактерий, как актиномицеты, являющиеся важным источником биологически активных веществ с широким спектром действия. Актиномицеты, подавляющие цианобактерий, были изолированы из водоемов и почв и, хотя установлена их способность использовать водоросли в качестве источника питательных веществ, роль в динамике популяций цианобактерий не ясна. Многие штаммы в лабораторных условиях показали ингибирующее действие на цианобактерии.

нобактерии. Особенно часто это свойство обнаруживали представители рода *Utrigo* {*egu*. Относительно мало прикладных работ было проведено по исследованию способности актиномицетов уничтожать цианобактерии. Недостаточная разработанность метода требует проведения экспериментов при абиотических и биотических условиях, приближенных к естественному состоянию, что может дать возможность понять динамику популяций цианобактерий и актиномицетов, рассчитать необходимые концентрации вносимых культур и действующих веществ для тестирования в водоеме во время «цветения» воды. Простое добавление организмов в естественные водоемы без масштабирования с помощью мезокосмов разных объемов может создать непредвиденные проблемы из-за наличия переменных, которые невозможно воссоздать в лабораторных экспериментах.

К группе организмов биологического контроля цианобактерий относятся и грибы, чьи представители, хитридиомицеты, довольно широко распространены в пресноводных экосистемах. К сожалению, исследований, посвященных их влиянию на цианобактериальные популяции, немного. Большинство хитридиомицетов видоспецифичны, но некоторые виды способны заражать широкий диапазон хозяев с высоким уровнем поражения (до 90%) природных популяций цианобактерий. Однако вариабельность степени инфицирования очень высокая (6–90%), а установить параметры, от которых она зависит, пока не удалось.

Недавние результаты все-таки свидетельствуют о том, что хитридиомикозы являются одним из факторов, снижающих цианобактериальное «цветение» напрямую через смертность зараженных клеток и косвенно – через механическую фрагментацию нитчатых форм, которая приводит к увеличению доступности для выедания простейшими и ракообразными.

Хитридиомицеты имеют ограниченное использование в биологическом контроле «цветения» воды из-за облигатного характера этих паразитов, трудностей их культивирования и поддержания активного инокулята. Следовательно, нужно использовать не живые грибы, а экстрагировать выделяемые ими вещества, концентрировать их и использовать в виде различных составов для биоконтроля цианобактерий. Высокоэффективные грибковые штаммы также могут быть разработаны с использованием инструментов геномной инженерии.

На более высоких трофических уровнях в водных экосистемах регуляция численности цианобактерий производится в основном с помощью выедателей – организмов, питающихся ими. К ним относятся представители зоопланктона (простейшие, ракообразные) и рыбы. Среди простейших цианобактерии могут потреблять инфузории, амёбы, флагелляты, но их роль в утилизации цианобактерий изучена слабо по сравнению с ракообразными. Исследователи регистрировали случаи подавления «цветения» микрозоопланктоном (свободноживущими амёбами, крупными инфузориями) в эвтрофных водах и отмечали сравнимые или даже более высокие скорости потребления по сравнению с крупным зоопланктоном. Очень перспективной группой для биоконтроля считаются миксотрофные золотистые водоросли из рода *Qej tqo qpsi* и *Rqygtkqej tqo qpsi*. В качестве положительных свойств отмечаются: высокие темпы роста на микроцистисах без влияния токсинов, преимущество над гетеротрофными потребителями (т.к. имеют два типа питания авто- и гетеротрофный), возможность подавлять жертву, и конкурируя за ресурсы, и потребляя ее в качестве хищника. Однако существуют многочисленные факты, не подтверждающие эффективность этих организмов. Золотистые водоросли из-за специфики азотного питания более эффективны в относительно чистых водах. В эвтрофных же водах вселение может иметь временный эффект подавления цианобактерий, а далее при его ослаблении цианобактериальные популяции могут вернуться к прежним показателям. Кроме того, существуют еще механизмы, препятствующие подавлению колониальных микроцистисов: фенотипическая реакция – образование крупных колоний, отбор по хемотипу (по различной способности к образованию тех или иных метаболитов), конкуренция за углерод. Все эти факторы защищают естественную популяцию *Oket qe{unku* от контроля хищными миксотрофными флагеллятами.

Эффективность простейших как агентов биоконтроля будет зависеть от целого ряда факторов, в том числе динамики численности простейших и скорости выедания, специфичности хищничества, скорости роста цианобактерий и давления на простейших организмов, стоящих на более высоком трофическом уровне. Использование простейших для контроля цианобактерий остается дискуссионной темой, которая требует новых ис-

следований и более полного понимания биотических взаимодействий, регулирующих микробную петлю.

Мезо- и макрозоопланктон часто сосуществует с цианобактериями, и трофическая регуляция численности последних зависит также от качественного состава и обилия данной группы зоопланктона. Преобладает точка зрения, что для эффективной элиминации цианобактерий более важна не высокая общая биомасса зоопланктона, а наличие в нем крупных дафниид (из кладоцер – ветвистоусых рачков). Это связано с некоторыми свойствами, которыми обладают дафнииды: высокий потенциал потребления в расчете на особь, способность расти и размножаться на диете, содержащей цианобактерии, широкий диапазон размеров и форм добычи, отсутствие селективности питания, большой размер тела и высокая биомасса в теплые месяцы в умеренных водах, толерантность к потреблению цианобактериальных токсинов и развитие локальных адаптаций к ним. По принципу обратной связи у цианобактерий есть механизмы, препятствующие выеданию: морфологические – образование крупных колоннальных и нитчатых форм, биохимические – продуцирование токсинов. Кроме того, цианобактерии имеют низкую питательную ценность. Но, несмотря на имеющиеся у цианобактерий способы защиты против зоопланктона, контроль сверху (top-down control) токсичных «цветений» воды может проходить успешно и именно крупноразмерные дафнииды будут иметь наибольший потенциал для этого контроля.

В отличие от кладоцер, копеподы (веслоногие рачки) и коловратки высокоселективны в питании. Они могут активно обнаруживать цианобактерии в смешанном фитопланктоне и избегать их потребления. У копепод отмечена способность уменьшать размеры нитей цианобактерий, что делает их более доступными для небольших потребителей, таких как коловратки и простейшие. Но, в целом, можно ожидать, что в водоемах с преобладанием относительно мелкоразмерных копепод и коловраток утилизация цианобактериальной биомассы через этот трофический уровень невозможна, что часто и наблюдается в высокотрофных водоемах. Более того, избирательное потребление эукариотических водорослей и способность избегать токсичных цианобактерий может содействовать их доминированию в водоемах.

Большинство исследований по изучению выедания цианобактерий зоопланктоном проведены в виде лабораторных экспериментов по изучению характеристик потребления и не могут учесть весь спектр условий, имеющихся в естественных водоемах. Реже эксперименты проводятся в изолированных водных объектах разного масштаба, еще реже проводятся полномасштабные экосистемные эксперименты по интродукции зоопланктона.

На высшем трофическом уровне прямое потребление фитопланктона рыбами будет невысоким ввиду небольшого количества фитопланктоядных рыб. На территории России большинство манипуляций проводится с белым (*J {rqrj vj cwo kej vj {u' o qrk tk}*) и пестрым толстолобиками (*J {rqrj vj cwo kej vj {u'pqdktku}*). Из этих двух видов более эффективным потребителем цианобактерий, по-видимому, является *J O'o qrk tk* ввиду способности отфильтровывать более мелкие частицы sestonной взвеси. Пестрый толстолобик преимущественно зоопланктоядный, но при низком содержании зоопланктона может питаться фитопланктоном и детритом.

Существует вероятность, что белый толстолобик при использовании цианобактериальной биомассы для питания может косвенно стимулировать развитие колониальных форм микроцистиса, клетки которого не перевариваются в пищеварительном тракте.

Вселение этих видов в водоемы страны, вероятно, будет ограничено южными, более теплыми, районами согласно экологическим предпочтениям. Чаще всего интродукция в умеренной зоне проводится в водоемы с постоянным тепловым загрязнением (водоемы-охладители). Использование этих видов в качестве биологических агентов контроля цианобактериальной биомассы с большей вероятностью будет успешным в эвтрофных системах, где преобладают «цветения» воды колониальными или агрегированными формами цианобактерий. Эффективность применения рыб-фитопланктофагов снижается в водоемах с преобладанием мелкоклеточного фитопланктона. Наиболее подходящими для данного типа биологического контроля служат водоемы с теплыми водами, без крупных кладоцер в зоопланктоне, «цветущие» крупными формами цианобактериальных видов,

и в которых требуется поддержание комплексных долгосрочных мероприятий.

При применении практически всех биологических методов существует проблема недостаточности информации. Поэтому решение о применении любого метода на конкретном водоеме должно проходить через определенные этапы для наиболее полного изучения и возможности прогнозирования результатов. Возможное использование организмов-антагонистов для контроля цианобактерий должно быть протестировано поэтапно, используя последовательность экспериментальных подходов: лабораторное тестирование чистых культур экологических изолятов, лабораторные испытания с использованием свежееотобранных проб из водоема (фитопланктон), малообъемные (микрокосм), среднеобъемные (мезокосмы) опыты, крупномасштабные эксперименты с изолированными объемами в водоемах и, наконец, тестирование на открытой воде против естественного «цветения» воды. На ранних этапах тестирование биоагентов лучше всего проводить в контролируемых, реплицированных лабораторных условиях либо в экспериментальных микрокосмах.

" " " " " " " "

" " " " / " " /

" " " " " 0

3.4. Анализ эффективности проведенных мероприятий по борьбе с цианобактериями в Ижевском водохранилище

3.4.1. Локализация и ликвидация источников загрязнения воды

В бассейне р. Иж и впадающих в нее речек имеются старые захоронения твердых бытовых отходов (ТБО), большое количество гаражных кооперативов, садоводческих хозяйств, коттеджных поселков и пр. Нагрузка увеличивается особенно во время весеннего паводка. Также планируется строительство нового полигона ТБО в Якшур-Бодьинском районе УР, что увеличивает риск попадания загрязняющих веществ в р. Иж. Решением проблемы «цветения» может быть строительство водохранилища в районе Воложки [100]. Оно задержит поступление в Ижевское водохранилище со стоками питательных веществ,

необходимых для развития цианобактерий [3]. Проведение инвентаризации, наложение на нарушителей природоохранного законодательства штрафов и других мер наказания могут лишь частично решить эту проблему. В ближайшее время она вряд ли будет решена.

3.4.2. Удаление донных отложений

Работы по удалению донных отложений коснулись только около 10% всех отложений и их нельзя признать эффективными. Остались незатронутыми несколько мелководных мест, которые можно рассматривать как зоны риска развития цианобактерий в Ижевском водохранилище. Работы 2006–2008 г. не дали результатов по снижению количества цианобактерий [3]. В 2010 г. снова наблюдался их аномально высокий рост. Пока сложно полностью оценить работы 2014–2016 г. [30; 82]. Лето 2017 г. в Ижевске было аномально холодным [2] и роста цианобактерий не наблюдалось как в Ижевском водохранилище, так и в других водохранилищах Удмуртии.

Применяемую технологию удаления донных отложений [8] нельзя признать эффективной по следующим причинам.

- Используется мощный гидроразрыв дна, поэтому кроме донных отложений удаляется также грунт с углублением до 2 м. При этом взмучиваются большие объемы воды. Содержание донных отложений в полученной пульпе незначительно.

- Сектор обработки территории водохранилища регулируется длиной пластиковой трубы (1,5 км), по которой пульпа направляется на карты, и, соответственно, мощностью насоса. При обработке этим методом всей территории водохранилища требуется создание береговой инфраструктуры для сбора отложений (иловых карт, дорог для автотранспорта и пр.) по всему периметру водоема. Возможность этого метода ограничена, т.к. часть береговой линии заболочена.

Решением может быть изменение технологии удаления донных отложений. Удаление должно осуществляться специальным плавающим средством, оснащенным механизмом извлечения донных отложений с поверхности грунта без взмучивания больших объемов воды. Полученная пульпа направляется на плавающую платформу с емкостью, в которой производится отстаивание осадка и дальнейшая его фильтрация, в том числе

с использованием химических реагентов. Осветленная жидкость и фильтрат дополнительно обрабатываются, аэрируются и сбрасываются обратно в водохранилище. Осадок накапливается на платформе и по воде транспортируется к месту его утилизации. В этом случае работы проводятся с воды и не требуют создания береговой инфраструктуры.

3.4.3. Использование биологических методов

30' . В Ижевском водохранилище наряду с видами из родов *Crj cpk qo gpqr*, *Cpcdc gpc*, *Oket qef iuku*, обычными возбудителя «цветения» воды многих водоемов мира, отмечается массовое развитие нитчатой бегетероцистной цианобактерии *Rxpmqj tk "ci ct fj kk* – индикатора высокотрофных вод. Пропорция *R0'ci ct fj kk* от общей биомассы фитопланктона в среднем по водоему может составлять до 78% [3]. *Rxpmqj tk "ci ct fj kk* вегетирует с мая до октября, доминируя в водоеме весь безледный период. В 2009 г. проводилась трехкратная альголизация водоема суспензией хлореллы штамма *Ej nqt gnc "xwi ctku* ИФР № С-111 для предотвращения «цветения» водоема видами из родов *Crj cpk qo gpqr*, *Cpcdc gpc*, *Oket qef iuku*. Анализ состояния Ижевского водохранилища с 2003 по 2006 гг. показал, что «цветение» водоема цианобактерией *Rxpmqj tk "ci ct fj kk* было отмечено только в мае 2004 г., а в 2005, 2006 и 2007 гг. в водоеме преимущественно развивались *Crj cpk qo gpqr* " *hqu/cswg*, *Oket qef iuku* " *cgt wi kquc* " и *Cpcdc gpc* " *eqpmkew*. Биологическое обоснование и проект альголизации Ижевского водохранилища были разработаны применительно к цианобактериям из родов *Crj cpk qo gpqr*, *Oket qef iuku* и *Cpcdc gpc*. Однако в 2008 и 2009 гг. в водоеме произошло преимущественное развитие рода *Rxpmqj tk "ci ct fj kk*. Проведенная альголизация Ижевского водохранилища оказалась неэффективной [3].

Было замечено [3], что «вспышки» численности зоопланктона, периодически наблюдавшиеся в течение лета – осени 2010 г. на отдельных участках водохранилища и по амплитуде превышавшие на порядок аналогичные показатели других участков водоема в это же время, были локализованы в тех местах, где до этого производился запуск выращенного в искусственных условиях культурного штамма клеток *Ej nqt gnc "xwi ctku*. Не исключалось, что существенное увеличение численности некото-

рых групп зоопланктона на тех участках водохранилища, куда ранее запускалась хлорелла, могло быть последствием проведенных мероприятий по альголизации и связано с выеданием внесенной биомассы одноклеточных зеленых водорослей планктонными животными. При этом полутора-двухмесячное время запаздывания «эффекта» альголизации, который, предположительно, наблюдался на отдельных участках водоема в виде «вспышек» численности зоопланктона, можно объяснить последовательностью событий, на протекание каждого из которых требуется определенное время. Это размножение внесенной культуры хлореллы, частичное ее выедание планктонными фитофагами, отмирание и осаждение оставшейся части биомассы хлореллы, включение отмершей фитомассы в более длинные и разветвленные бактериально-детритные цепи питания зоопланктона, увеличение скорости роста и плодовитости накормленных планктонных животных, повышение численности их последующих генераций. Из этого анализа следует, что конкурентное подавление *Ej O'xwi ct ku* цианобактерий также могло осложниться преимущественным выеданием ее зоопланктоном.

Результаты исследований 2010 г. показали, что вселение в 2009–2010 гг. в Ижевское водохранилище культурного штамма хлореллы как потенциального конкурента цианобактерий не привело к желаемым результатам по ограничению процессов «цветения» водоема [3].

40" " " " O'Какого-либо значимого экологического или рыбохозяйственного эффекта от реализации мероприятий по вселению белого толстолобика в Ижевское водохранилище получено не было [3], что может быть связано со следующими причинами. Большинство положительных результатов выращивания белого толстолобика было получено для водоемов южных регионов России и сопредельных стран, а в более высоких широтах – для водоемов – охладителей энергетических производств, т.к. пищевая активность и репродуктивные возможности этого вида существенно зависят от температурных условий. Кроме того, у белого толстолобика существует определенная избирательность питания в отношении разных таксонов цианобактерий: в летний период интенсивно выедаются виды из родов *Olet qe{ukh* и *Crj cph qo graq*, но избегаются нитчатые формы осцилляториевых, а также виды

из рода *Scenedesmus*. Именно последние цианобактерии чаще всего преобладали по численности и биомассе в Ижевском водохранилище в летне-осенний период последних лет. Поэтому использование белого толстолобика как регулятора численности массовых видов цианобактерий в пищевой цепи «продуцент – консумент» вообще не может быть эффективным, поскольку уровень их развития управляется не «сверху» (потребителями), а «снизу»: количеством доступных пищевых ресурсов, в первую очередь соединений фосфора, реже – азота. Об этом свидетельствуют множество исследований, посвященных проблемам «цветения» воды, в том числе и результаты исследования 2010–2012 гг. на Ижевском водохранилище [3]. Таким образом, зарыбление «цветущего» водоема белым толстолобиком может дать лишь определенный рыбохозяйственный эффект при условии, что в водоеме будут предпочтительны им в качестве пищевых объектов виды фитопланктона и благоприятный для питания температурный режим, а также желательно наличие подходящих репродуктивных и зимовальных биотопов для образования этим видом устойчивых самовоспроизводящихся популяций. В Ижевском водохранилище подобные условия в целом отсутствуют [3].

Исследование влияния зарыбления Ижевского водохранилища мальками щуки и толстолобика в 2016 г. [37] на улучшение экологической обстановки пока не проведено.

50' " Использование в Ижевском водохранилище биопрепарата МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ [65] также не привело к положительным результатам. К сожалению, информация об условиях применения этого препарата в Ижевском водохранилище отсутствует.

С момента начала работ по оздоровлению Ижевского водохранилища существенных положительных результатов не выявлено, что связано со следующими причинами:

1. В Ижевское водохранилище продолжается сброс загрязняющих веществ, влияющих на рост цианобактерий. Локализация и ликвидация всех источников загрязнения являются дорогостоящей и долгосрочной программой и к настоящему времени далеки от завершения. Создание регулирующего водохранилища в районе Воложки – также дорогостоящее мероприятие, и работы в этом направлении пока не проводятся. Создание

ливневой канализации осуществляется, но такая канализация не может полностью защитить от диффузного стока веществ, попадающих с талыми водами. Риск загрязнения водохранилища также увеличивается из-за строительства нового городского полигона ТБО в Якшур-Бодьинском районе УР, по которому протекает р. Иж [96].

2. Очистка от донных отложений коснулась лишь небольшой территории водохранилища. К тому же работы в большей степени были связаны с углублением дна и намывом грунта на мелководные участки. Для значительной части мелководных, заиленных мест водохранилища, связанных с риском развития цианобактерий, очистки от донных отложений не проводилось. Также представляется целесообразным изменение технологии удаления донных отложений. Используемый метод имеет определенные сложности и ограничения, связанные с необходимостью создания технологической инфраструктуры по периметру водоема.

3. Применение мероприятий по «биоманипуляции» экосистемой Ижевского водохранилища, связанных с запуском (вселением) различных компонентов биоты, которые рассматриваются в качестве прямых или косвенных антагонистов цианобактерий, несмотря на относительную дешевизну, нуждается в предварительном и всестороннем анализе возможных последствий-эффектов их реализации – как положительных, так и отрицательных, как постоянных, так и временных. Внесение в водоем дополнительной биомассы организмов в результате альголизации, зарыбления или других аналогичных мероприятий по интродукции и акклиматизации каких-либо аллохтонных видов гидробионтов в любом случае будет сопровождаться определенным (пусть локальным и временным) повышением биогенной нагрузки на водную экосистему, что в свете ограничения процессов эвтрофикации не всегда желательно. При этом ожидаемый положительный экологический эффект может быть не достигнут [3].

Таким образом, применявшиеся методы борьбы с цианобактериями в Ижевском водохранилище нельзя пока признать эффективными. Если не будет найдено в ближайшее время адекватных мер для решения проблемы, то водоем будет признан негодным для питьевого водоснабжения [36].

3.5. Рекомендации по выбору методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водных объектах

Способы борьбы с развитием цианобактерий можно условно разделить на физические, химические и биологические. Физические методы: механическое удаление биомассы, аэрирование, использование ультразвука и ультрафиолетового облучения – недешевы и в водоемах, как правило, малоэффективны [320; 561; 633; 665]. К биологическим методам относят мероприятия по внесению в водоем организмов или биологических субстанций (например, макрофитов или соломы), которые выделяют в воду аллелопатические вещества, ингибирующие рост цианобактерий [151; 330; 640].

Наиболее простыми и дешевыми считаются химические методы борьбы с «цветением» водоемов. В настоящее время накоплен большой материал по применению калий-, олово-, медь- или хлорсодержащих химических веществ для ингибирования роста цианобактерий [43; 377; 413; 440]. Широко известные сульфат меди и гербициды (диурон, симазин, атразин и др.) способны эффективно подавлять рост цианобактерий, однако их использование в качестве альгицидов ограничено или полностью запрещено вследствие отрицательного влияния на других гидробионтов [114]. Действительно, ни один из известных в настоящее время альгицидных препаратов не обладает строго избирательным действием и не отвечает всем предъявляемым требованиям: эффективные концентрации ниже рыбохозяйственных ПДК, гигиеническая и экологическая безопасность – отсутствие угнетающего воздействия на все виды гидробионтов, кроме подлежащего элиминированию.

Кроме того, эффект элиминирования цианобактерий с помощью альгицидов носит кратковременный характер. Их отмирание сопровождается отрицательными экологическими последствиями: дефицитом кислорода, загрязнением водоема продуктами распада водорослей, токсическим действием на зоопланктон, а в некоторых случаях – бактерицидностью [4]. Эффект угнетения водорослей через некоторое время снимается и сменяется новой вспышкой «цветения» [121]. Изменение численности

фитопланктона, смена доминантных видов и накопление токсичных продуктов под действием альгицидов может представлять серьезную проблему для человека и экосистемы водоемов.

Применение коагулянтов (сульфата алюминия, хлорида и сульфата железа, гидроокиси кальция) для осаждения клеток цианобактерий на дно водоема имеет существенный недостаток, связанный с выходом в воду продуктов метаболизма цианобактерий в процессе лизиса клеток и увеличением концентрации растворенных в воде цианотоксинов [363].

Как уже отмечалось, наилучший эффект имеют комплексные методы, т.е. сочетание физических, химических и биологических методов. Выбор подходов для оздоровления конкретного водоема определяется по результатам его предварительных тщательных исследований и ряда модельных экспериментов. На основании полученных данных о состоянии озера и баланса питательных веществ по результатам наблюдений хотя бы одного года необходимо сделать заключение о лимитирующем биогенном элементе и основном источнике его поступления в водоем (внешние источники или внутренняя рециркуляция). Далее определяют методы удаления избытка биогенных элементов из водоема и меры для ускорения его оздоровления. Для каждого предлагаемого метода восстановления необходимо оценить степень эффективности, уровень достигаемых результатов, стоимость и сравнительную оценку применения других методов.

В случае преобладания внешней нагрузки необходимо определить, являются ли источники биогенных элементов точечными или диффузными. В случае преобладания точечных источников целесообразно сначала рассмотреть методы по очистке попадающих сточных или ливневых вод, поскольку эти методы часто менее дорогостоящие, а затраты на их эксплуатацию и обслуживание относительно малы.

Если при использовании одного из методов снижения внешней нагрузки прогнозируется медленное восстановление, т.е. концентрация биогенных веществ в озере не будет снижаться в достаточной степени для восстановления водоема, то в качестве следующего шага предлагается применение разбавления / увеличения проточности, искусственного перемешивания и/или биоманипуляции. Эти меры воздействия могут обеспечить снижение биомассы, в том числе потенциально токсических видов

водорослей, в случае, если уменьшение содержания лимитирующего биогенного элемента невозможно.

При использовании методов разбавления / увеличения проточности будет контролироваться концентрация лимитирующих биогенных элементов, поэтому они являются предпочтительными. Однако затраты на реализацию и нехватка воды с низким содержанием биогенных элементов могут сделать применение этих методов экономически невыгодными.

Иногда основной причиной деградации водоемов являются диффузные (неточечные) источники биогенных элементов, в частности сток ливневой воды в озера, расположенные в городской черте, и стоки с сельхозугодий в озера, расположенные в сельской местности. Для сокращения нагрузки от таких источников можно рекомендовать устройство накопительных бассейнов для перехвата ливневых вод и/или их отстаивания, влажных удерживающих прудов, искусственных заболоченных низин («биофильтры»), химическую обработку в удерживающих прудах, а также контроль за использованием удобрений (применение не содержащих фосфор удобрений).

Если снижение внешней нагрузки не приводит к значительному улучшению состояния водоема, основной причиной «цветений» может быть чрезмерная внутренняя нагрузка или рециркуляция биогенных элементов из донных отложений. В случае, когда содержание биогенных элементов велико именно в верхних слоях донных отложений (не более 0,3–0,5 м), то, несмотря на высокую стоимость, наиболее эффективным будет применение дноуглубительных работ. Если содержание фосфора распределено в осадках глубже, чем 0,5 м, то дноуглубительные работы приведут к соприкосновению глубоко расположенных запасов фосфора с водой и ожидаемого снижения внутренней нагрузки не произойдет. Для оздоровления таких водоемов можно использовать следующие методы:

- 1) разбавление / увеличение проточности, искусственная циркуляция и биоманипуляция – для контроля биомассы водорослей или концентрации питательных веществ;

- 2) применение алюминийсодержащих соединений, приводящих к осаждению нерастворимых фосфорсодержащих соединений алюминия, при этом образующаяся гидроокись алюминия

будет оседать на поверхность дна, образуя барьер для дальнейшего высвобождения фосфора;

3) использование Riplox-метода (окисление осадков) для инактивации биогенных элементов и восстановления верхнего слоя осадка, что обеспечивает долгосрочное решение проблемы по сравнению, например, с применением соединений алюминия;

4) удаление вод гиполимниона в качестве контроля внутренней нагрузки менее эффективно по сравнению с применением квасцов, однако достаточно надежно для снижения биогенных элементов в осадке. Гиполимническая аэрация в сочетании с добавлением железа в некоторых случаях приводит к хорошему эффекту при снижении внешней фосфорной нагрузки.

Однако, как уже отмечалось, многие физические и химические методы борьбы с избыточной биомассой цианобактерий трудоемки, дороги и потенциально опасны для окружающей среды. Поэтому целесообразно учитывать возможность применения альтернативных способов контроля цианобактерий – биотических факторов, как наиболее «естественных» и экологически безопасных.

В качестве потенциальных агентов биологического контроля за ростом цианобактерий в разных исследованиях были изучены вирусы, бактерии, грибы, актиномицеты, простейшие, зоопланктон, моллюски, рыбы-фитопланктофаги. Активность потенциальных агентов биоконтроля варьирует от высокоспецифичного паразитизма и хищничества до неспецифических форм действия – высвобождения метаболитов, подавляющих цианобактериальный рост, фильтрации, конкуренции за ресурсы.

Некоторые вирусы, бактерии, простейшие, грибы и актиномицеты способны контролировать развитие цианобактерий [577]. Микроорганизмы образуют алкалоиды, антибиотики и другие биологически активные вещества, обладающие цианолитической активностью. Альгицидный эффект может наступать как вследствие поступления в окружающую среду биологически активных экзометаболитов, так и в результате прямого контакта клеток микроорганизмов с цианобактериями. В этом случае ферменты, вызывающие лизис цианобактерий, локализованы на поверхности клеток микроорганизмов.

Эффективность микроорганизмов, как альгицидов, показана во многих исследованиях, однако практическая реализация

данного способа встречается ряд трудностей, связанных с культивированием микроорганизмов, зависимостью их активности от численности микробной популяции и факторов окружающей среды и в некоторых случаях возникновением резистентности у цианобактерий [39].

Известным биологическим способом подавления массового развития цианобактерий является вселение в водоем растительноядной рыбы белого толстолобика *J. o. qikt k* Val. [43]. Однако, несмотря на то, что *J. o. qikt k* давно применяется для борьбы с «цветением» воды, вопрос о способности данного вида рыб предотвращать массовое развитие цианобактерий остается спорным.

Применяемые в настоящее время методы борьбы с «цветением» водоемов признаны неэффективными в связи с высокой стоимостью, трудоемкостью или глубокими экологическими нарушениями, возникающими при внесении альгицидов в водоемы. Для разработки эффективных методов предотвращения массового развития водорослей необходимы комплексное изучение функциональных особенностей массовых видов микроводорослей, выявление компонентов, являющихся вероятной причиной наличия или отсутствия «цветения» в природных водоемах, оценка последствий воздействия химического загрязнения водоемов на массовое развитие водорослей и ухудшение качества природных вод.

В связи с этим необходима разработка комплексных методов и подходов, сочетающих физические, химические и биологические методы. Выбор метода оздоровления водоема должен быть основан на результатах предварительного комплексного изучения водного объекта. Предлагаемый алгоритм использования различных методов приведен в табл. 3.2.

Таблица 3.2. **Выбор методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водных объектах**

ВНЕШНЯЯ НАГРУЗКА БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ	
Точечные источники	
➤ Отведение притока сточных вод и их очистка	" " " " "
➤ воздействие на внутренние источники биогенных элементов	" :
➤ разбавление / усиление проточности	
➤ искусственное перемешивание (не лимитируется биогенной нагрузкой)	
➤ биоманипулирование	
Диффузные источники	
➤ правильная организация водосбора с использованием методов наилучшей практики природопользования	
➤ контроль за ливневыми стоками	
➤ разбавление / усиление проточности	
➤ аэрация гипolimниона (кратковременный эффект)	
➤ искусственное перемешивание (не лимитируется биогенной нагрузкой)	
➤ биоманипулирование	
ВНУТРЕННЯЯ НАГРУЗКА БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ	
Донные отложения менее 0,5 м	
➤ инактивация биогенных элементов (непродолжительный эффект воздействия)	" " " "
➤ отведение вод гипolimниона (долгосрочный эффект воздействия)	
➤ разбавление / усиление проточности	
➤ аэрация гипolimниона (кратковременный эффект)	" " " "
➤ драгирование (долговременный эффект)	
Донные отложения более 0,5 м	
➤ разведение макрофитов	

Это алгоритм действий по последовательному применению различных методов до тех пор, пока не наступит оздоровления водоема.

3.6. Экономическое обоснование и практическое применение методов борьбы с цианобактериями в России

В связи со вступлением в действие постановления Правительства РФ от 5 февраля 2016 г. № 79 «Об утверждении Правил охраны поверхностных водных объектов» возникла потребность в услуге «рекультивация водных объектов». В отношении природоохранных мероприятий, направленных на охрану водных объектов или их частей и экологическую реабилитацию, в регламенте формирования бюджетных проектировок Федерального агентства водных ресурсов на 2017 г. и на плановый период 2018 и 2019 гг. указано следующее:

«Рабочие проекты по указанному направлению могут включать такие виды работ, как расчистка водного объекта от донных отложений, извлечение объектов механического засорения водных объектов, в т.ч. крупногабаритных (за исключением элементов гидротехнических сооружений (ГТС) и затопленных судов), аэрация водных объектов, иные виды биологической рекультивации водных объектов, создание биоплато, биогенное закрепление береговых откосов и береговой полосы в пределах береговых защитных полос, в т.ч. залужение и закрепление кустарниковой растительностью, включая использование георешеток и геотекстильных материалов, ликвидация в пределах береговых защитных полос накопленных загрязнений (за исключением расходов на приобретение и последующую эксплуатацию основных средств)».

Следует отметить, что рекультивация – мероприятие практическое и требующее затрат, и если для рекультивации на суше вопрос ясен [256], то для поверхностных водных объектов (в том числе и дна) соответствующее законодательство и методики еще не разработаны. Примерная стоимость затрат на использование разных методов борьбы с массовым развитием цианобактерий указана в табл. 3.3.

Таблица 3.3. Сравнение затрат на использование разных методов борьбы с массовым развитием цианобактерий по данным открытых источников [71; 436; 526]

Метод	Примерная стоимость	Результат
Альгицид – сульфат меди	169–1106 долл./га”	Эффективно, недолговременно, экологические риски
Альгицид – перекись водорода	500–2000 долл. за тонну ”	Эффективно, требует ежегодного повтора
Альголизация	5000 до 10 000 руб. на 1 га акватории	Сомнительный эффект, требует частого повтора
Биоманипулирование («трофический каскад»)	Расходы на зарыбление могут быть компенсированы выловом товарной рыбы. Для достижения эффекта зарыбление более 0,1 особи на м ²	Эффективно для небольших водоемов (< 25 га)
Создание биоплато	Разработка проектно-сметной документации	Является экономически выгодным, без строительства дорогих очистных сооружений
Биоаугментация (МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ)	100 тыс. руб. на 1 га акватории	Вносится отдельными дозами с двухнедельными интервалами от 4 до 5 г препарата на 1 м ²
Смывка слоя биомассы – разбавление / усиление точности	От 150 000 долл. (строительство, расходы на воду и первый год эксплуатации)”	Эффективно, может требовать дополнительных мер по очистке сбрасываемых вод

Метод	Примерная стоимость	Результат
Аэрация	1052–3000 долл./га в год (установка и эксплуатация)"	Эффективность возрастает в сочетании с мерами по удалению (осаждению) фосфора
Искусственное перемешивание	400–4700 долл./га первоначальные расходы и 120–2265 долл./га ежегодные расходы "	Эффективность возрастает в сочетании с мерами по удалению (осаждению) фосфора
Инактивация биогенных элементов	425–564 долл./га"	Эффективно, долговременно, требует наблюдения за экологическими рисками
Отведение вод гипolimниона	62 000–420 000 долл. (первоначальная установка и эксплуатация)"	Эффективно, требует ежегодного повтора
Драгирование Гидравлическое драгирование	0,5–30 долл./м ³ (или 17 894 долл./га) 1,5 млн руб./га 5–10 долл./м ³ "	Эффективно, долговременный эффект, дорого
Осушение (снижение уровня воды)	7,25 долл./га в год	Один из наименее затратных методов, но могут быть серьезные негативные последствия для прибрежных видов
Riplox-метод (нитрат кальция + железо + квасцы)	1900–7 200 долл./га"	Эффективно, долговременно, требует мониторинга
Обработка соединениями алюминия, железа, кальция; «заводы по удалению фосфора»	179 000–469 000 долл. Установка оборудования и обработка	Эффективно, долговременно, требует наблюдения за экологическими рисками

О Расходы на использование медного купороса (CuSO_4) в управлении водорослями диктуются дозой, частотой повторного применения, подлежащей обработке зоной, типом водорослей и другими факторами, определяющими озеро. Более дорогостоящие хелатные или комплексные формы могут потребоваться в ситуациях с жесткой водой, но могут быть более продолжительными и более эффективными.

Обработки не были достаточно экономически эффективными, учитывая временные выгоды и долгосрочные изменения окружающей среды [215]. Однако имеются существенные доказательства против дальнейшего использования этого соединения, частично из-за низкого или несуществующего запаса безопасности для других организмов. Существуют и другие долгосрочные и более постоянные варианты для управления водорослями, включая контроль за внешней и внутренней загрузкой питательных веществ. Операторы водоснабжения должны проявлять осторожность при использовании сульфата меди, особенно во время «цветения» воды водорослями [215].

"б" " О Максимальная рекомендованная доза 5 мг/л. Безопасно для макрофауны, рыб и водных растений, невысокая стоимость – 100–150 руб./л (H_2O_2 35–40%).

О В настоящее время на рынке экологических услуг в Российской Федерации существует и активно рекламируется метод борьбы с «цветением» водоемов цианобактериями, называемый его авторами альгоремедиацией. Данный метод биологической реабилитации рекомендован для водоемов, используемых в качестве источников водоснабжения, разведения рыбы, приемников сточных вод очистных сооружений сельскохозяйственных и промышленных предприятий. В России биологической реабилитацией водоемов методом альголизации занимаются две компании: ООО «БиоРесурс» (г. Тверь) и ООО НПО «Альгобиотехнология» (г. Воронеж). Итоговая сумма на проект зависит от задаваемых параметров, в том числе работ по мониторингу. В частности, стоимость альголизации в Ижевском водохранилище составляла 1 млн руб, аналогичное мероприятие на Цимлянском водохранилище стоило 500 тыс. руб. В 2017 г. был объявлен конкурс (закупка № 31704915639 в Единой информационной системе в сфере закупок) на проведение альголизации на приплотинном участке и в водоеме-охладителе Ростов-

ской АЭС. Начальная цена договора составляла 1 601 097 рублей. Минимальная предложенная (из четырех заявок) цена договора – чуть менее 900 тыс. руб.

Указанная технология начала внедряться в европейской части РФ с 1998 г. с использованием штамма планктонной зеленой микроводоросли *Ej nqt gnc 'xwi ctku* ИФР № С-111. Она применялась на Цимлянском, Волгоградском водохранилищах, водохранилищах Волго-Донского канала (Карповском, Береславском и Варваровском), Ижевском, Пензенском, Матырском, Белоярском, Черноисточинском, Верхне-Выйском, Нижнетагильском, Леновском водохранилищах и на многих других водоемах питьевого и рыбохозяйственного назначения европейской части РФ. Однако во всех проведенных мероприятиях по биологической реабилитации путем предполагаемой коррекции альгоценоза отсутствовали научно обоснованные доказательства и объяснения механизма взаимодействия штамма хлореллы и видов цианобактерий, вызывающих «цветение воды». Многочисленные научные данные свидетельствуют об обратном – именно цианобактерии могут ингибировать развитие различных групп водорослей, в том числе зеленых и *Ej nqt gnc 'xwi ctku* в частности. Причинами снижения уровня развития цианобактерий, если таковое и наблюдалось, могли быть изменение фенологии и несовпадение времени массового развития цианобактерий со сроками отбора проб. Отбор ежемесячных проб, как правило, не давал адекватной картины динамики уровня развития фитопланктона, у которого скорость размножения сопоставима с таковой гетеротрофных бактерий. Не проводился анализ связи с абиотическими факторами (температура, освещение, содержание биогенных веществ, уровень воды, направление и сила ветра, степень перемешивания толщи воды, прозрачность и т.д.), которые, прежде всего, влияют на рост цианобактерий в природных водоемах. Отсутствовали данные о фитопланктоне и факторах, обуславливающих его развитие, до начала мероприятия. Часто при анализе использовали множество совершенно ненужных показателей, а отсутствовали главные – изменение численности и биомассы цианобактерий. Интерпретация полученных результатов поэтому вызывала большие сомнения. Анализ имеющегося опыта применения метода альголизации не позволял делать окончательных выводов об эффективности

метода в различных водоемах, отличающихся физико-химическими и биологическими условиями, для решения задачи управления качеством их вод. Научных обоснований по использованию предлагаемого штамма хлореллы для борьбы с «цветением» водоемов до сих пор не было получено. Методики и технологии применения хлореллы для очистки водоемов, утвержденных органами санитарно-эпидемиологического и экологического надзора и рыбоохраны, в настоящее время отсутствуют.

Федеральным агентством водных ресурсов была проведена рабочая встреча по вопросу особенностей и преимущества технологии биологической очистки загрязненных водных объектов Российской Федерации с применением запатентованного штамма хлореллы *Ej nqt gmc'xwi ct ku* BIN, разработанного в 2001 г. в Российском государственном аграрном университете – МСХА им. К. А. Тимирязева (патент RU № 2192459). В результате Федерального агентства по водным ресурсам получило задание на выполнение научно-прикладной исследовательской работы «Разработка методических рекомендаций по использованию и применению планктонного штамма *Ej nqt gmc'xwi ct ku* BIN для улучшения экологического состояния водоемов». С привлечением научного потенциала Института озераведения РАН (г. Санкт-Петербург), Ресурсного центра «Культивирование микроорганизмов» при СПбГУ (г. Санкт-Петербург), Санкт-Петербургского федерального исследовательского центра РАН (г. Санкт-Петербург), БГПУ им. М. Акмуллы (г. Уфа), ФГБУ РосНИИВХа (г. Екатеринбург), Института химической биологии и фундаментальной медицины СО РАН (г. Новосибирск), Лимнологического института СО РАН (г. Иркутск) для формирования доказательной базы о наличии или отсутствии особых, декларируемых ООО «Альготек» конкурентных свойств планктонного штамма *Ej nqt gmc'xwi ct ku* BIN к изменению альгоценозов, было сформулировано¹¹ задач. Решение каждой из них должно было либо подтвердить, либо опровергнуть заявленную уникальность штамма, исследовать физиологические свойства и его функциональные возможности к подавлению цианобактерий (и иных водорослей, возбудителей «цветения» воды) при различных количественных соотношениях численности цианобактерий и хлореллы в воде.

В результате выполнения комплекса опытно-исследовательских работ было получено научное обоснование ошибочности утверждений о возможности использования хлореллы как способа биоманипуляции в борьбе с «цветением» воды в природных водоемах. Был сделан вывод, что предлагаемый метод по подавлению «цветения» в водоемах при помощи «альголизации» суспензией зеленой водоросли хлореллы штамма *Ej nqt gnc "xwi ctku* BIN является бесполезным, неэффективным и несет санитарные риски. На представленные результаты были получены положительные заключения Зоологического института РАН, Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН и Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН. В итоге, на заседании Научно-технического совета Федерального агентства водных ресурсов (протокол от 07.12.2021 г.) постановили, что основание для рекомендаций по использованию штамма *Ej nqt gnc "xwi ctku* BIN для улучшения экологического состояния водоемов отсутствует. Применение штамма является бесполезным, неэффективным и несет санитарные риски."

(«трофический каскад»). С практической точки зрения, этот метод заключается либо в увеличении плотности хищников в водоеме (зарыбление), либо в изъятии (с использованием ихтиоцидов или отлова) рыб-планктофагов и создании условий, благоприятствующих массовому развитию зоопланктона, питающегося водорослями. Расходы на зарыбление могут быть компенсированы выловом товарной рыбы. Для достижения эффекта зарыбление более 0,1 особи на м².

В 2004 г. в Ижевский пруд было запущено 5,5 т белого толстолобика. Стоимость работ составила 400 тыс. руб. [72]. Также запускались мальки форели и тюльки [65]. Какого-либо значимого экологического или рыбохозяйственного эффекта от реализации мероприятий по вселению белого толстолобика в Ижевский пруд получено не было [3].

"
ОДанный подход основан на использовании высшей водной растительности в водоемах, подверженных антропогенному загрязнению. При этом осуществляется не только очистка воды в водоемах, но и создаются рекреационные территории. Создание биоплато является экономически выгодным способом, позволяющим в ряде случаев обойтись без строительства дорогостоящих очистных сооружений. Однако

стоимость таких мероприятий по данным открытых источников установить не удалось.

"(МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ). Данная технология использует смесь (6–12 видов) аэробных факультативно мезофильных микроорганизмов, для которых основным источником энергии для жизнедеятельности являются свободные органические вещества в воде и донных отложениях водоема. Расход биопрепарата на очистку водоема составляет от 4 до 5 г препарата на 1 м² водного зеркала при средней глубине водоема 2–2,5 м. Данная доза вносится в водоем в течение теплого сезона отдельными частями с двухнедельными интервалами. Стоимость подобной очистки составит примерно 100 тыс. руб. на 1 га акватории (2000 руб./кг препарата). Однако есть и обоснованные сомнения относительно эффективности этого биопрепарата [71].

В качестве примеров коммерческих препаратов на основе микробных сообществ можно привести импортные аналоги, такие как C-FLO-6F™, Bacti-Klear™, PureBacteria™, PondClear™, NutrEzazer™ (США), EmTec-FM™, предпосылки для применения и механизмы действия которых в целом аналогичны МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ [71].

Использование в Ижевском водохранилище биопрепарата МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ не дало результата [65]. К сожалению, информация об условиях применения этого препарата для Ижевского водохранилища отсутствует.

0 Затраты сильно варьируют в зависимости от наличия объектов для доставки воды, ее количества и близости доступной воды. Если озеро находится в городских условиях и имеется внутренняя вода, то возможно улучшение менее чем за 150 000 долл. США на строительство, расходы на воду в первый год эксплуатации. Для озера Вапато в Такоме, штат Вашингтон, стоимость была меньше, чем обслуживание и эксплуатация городских бассейнов, а на озере было больше пловцов (Entranco Engineers, личное сообщение). Если озеро находится вблизи свободной реки и возможна утечка части речного стока через озеро в течение лета, тогда затраты включают в себя объекты, насосы и трубы, работу и предотвращение побочных эффектов (травмирование рыбы). Преимущества использования разбавляющей воды включают: 1) относительно низкую стоимость, если

вода доступна, 2) немедленную и доказанную эффективность, если ограничение питательного вещества может быть уменьшено и 3) положительный эффект в снижении больших концентраций водорослей возможен даже в случае использования воды с повышенным содержанием биогенных веществ. Основным ограничением использования этого метода является доступность чистой воды с низким содержанием питательных веществ.

Существует проект разбавления вод Ижевского водохранилища водой из реки Камы, однако он довольно дорогой – затраты на данное мероприятие составляет 2,5 миллиарда рублей.

Высокое содержание O_2 в гипolimнии приводит к увеличению продолжительности донной стадии в жизненном цикле цианобактерий. Поэтому обогащение O_2 придонных слоев воды путем использования пневматических и эжекторных аэраторов стало распространенным методом предотвращения развития цианобактерий в последнее время в водоемах Дании и Голландии. В целом, аэрирование является успешным, но недостаточным мероприятием в подавлении развития цианобактерий.

Годовая стоимость [487] двух воздушных компрессоров, которые при стандартных условиях создают скорость потока воздуха $34,3 \text{ м}^3/\text{мин}$ ($1200 \text{ фут}^3/\text{мин}$), составила 202 000 долл. США. В стоимость включены трубы и воздухораспределители. При рекомендованной скорости $9,2 \text{ м}^3/\text{км}^2$ в минуту это составляет 540 долл./га в первый год эксплуатации, что является скромным по сравнению с другими методами восстановления. Эта стоимость находится в нижней части диапазона для 13 проектов во Флориде. От 400 до 4700 долл. США/га и 120 долл. США до 2265 долл./га для первоначальных и ежегодных расходов соответственно [487]. Средние значения для первоначальных и годовых расходов соответственно составили 991 долл. США и 442 долл. США/га.

Для примера, представленного в разделе проектирования, затраты на компрессор, трубу и однолетнюю эксплуатацию для этой системы на $6 \text{ м}^3/\text{мин}$ составили около 56 600 долл. США или около 470 долл. США/га, включая установку [491]. Еще один аналогичный пример – около 77 300 долл. США или около 640 долл./га. Расходы по 33 проектам, установленным Агентством по охране окружающей среды США, составляли в среднем 588 долл./га ($p = 17$), 1295 долл./га ($p = 4$) и 5960 долл./га ($p = 12$)

для водных объектов площадью >53 га, 23–35 га и <10 га соответственно.

” ” О Расходы на инактивацию Р в таблице не включают затраты на оборудование. Однако длительность инактивации Р не превышала 15 лет. Стоимость инактивации Р (564 долл. США/га) весьма привлекательна по сравнению с дноуглубительными работами (17 894 долл. США/га).

Инактивация Р намного более экономична, чем дноуглубительные работы, но дноуглубительные работы не вносят в озеро никаких посторонних материалов и фактически удаляют их. Дноуглубительные работы по-прежнему остаются единственным практическим методом для углубления озера.

Снижение внутренней биогенной нагрузки должно сопровождаться ограничением и внешней нагрузки, поступающей с водосборной территории, за счет строительства очистных сооружений. В Ижевское водохранилище поступает 90% неочищенных сточных вод. Весной 2015 г. построен новый полигон ТБО в Якшур-Бодьинском районе Удмуртской республики, что увеличивает риск попадания загрязняющих веществ в р. Иж. Решением может быть строительство водохранилища в районе Воложки (микрорайон Ижевска) [100]. Оно будет способствовать развитию процессов самоочищения и задержит поступление со сточными водами биогенных веществ в Ижевское водохранилище [3]. Проведение мониторинга и наложение на нарушителей природоохранного законодательства штрафов и других мер наказания могут лишь частично решить эту проблему.

О Сравнение затрат по проекту удаления осадков затруднено из-за большого числа переменных, которые влияют на стоимость дноуглубительных работ. Переменные включают используемые типы оборудования, размер проекта (объем материала, подлежащего удалению), доступность места захоронения, плотность удаляемого материала, расстояние до места захоронения и окончательное использование удаляемого материала. Данные по 64 проектам удаления осадков в США указали диапазон затрат от 0,46 до 26,88 долл. США/м³ (в 2002 г.) [526]. Однако стоимость гидравлических дноуглубительных работ обычно колеблется от 2,88 долл. США/м³ до 7,25 долл. США/м³. Если встречаются осадки, загрязненные токсичными веществами, и требуются специальные экскаваторы или методы

обработки, то затраты на дноуглубительные работы могут превышать 52 долл. США/м³ [526]. В общем стоимость единицы объема осадка на единицу объема обратно пропорциональна общему объему удаляемого материала.

Проведенные работы по удалению донных отложений в Ижевском водохранилище нельзя признать эффективными. Работы коснулись только около 10% всех отложений. Остались незатронутыми несколько мелководных мест, которые можно рассматривать как зоны риска развития цианобактерий в водохранилище. В работе [3] отмечено, что работы 2006–2008 гг. не дали результатов по снижению количества цианобактерий в Ижевском водохранилище. Необходимо изменение технологии удаления донных отложений. Удаление должно осуществляться специальным плавающим средством, оснащенным механизмом извлечения донных отложений с поверхности грунта без взмучивания больших объемов воды.

" " " * + является одним из наименее дорогостоящих методов управления озерами. Во Флориде затраты на просадку оценивались в 7,25 долл./га в год [71]. Его использование снижает стоимость других процедур, таких как удаление осадка или применение покрытий для осадка. Снижение уровня воды является эффективным и хорошо зарекомендовавшим себя методом управления.

В целом, распространение токсического «цветения» воды в пресных водах приобретает характер глобальной проблемы. В Норвегии, Финляндии, Англии, Швеции и некоторых других странах токсичные «цветения» рассматриваются в качестве национальной проблемы: созданы специальные центры по их изучению и государственная служба мониторинга «цветения» цианобактерий. Ответы на вопросы, как и почему «цветение» происходит, а также как с ним бороться, актуальны не только для гидроэкологов, но и для государственных органов, занимающихся охраной здоровья населения.

Несмотря на большое разнообразие методов борьбы с «цветением» цианобактерий, на сегодняшний день не существует универсальной технологии. Многие страны тратят на эту проблему большие средства. Например, в США недавно было принято решение об инвестициях в инфраструктуру очистки и сохранения качества водных ресурсов штата Нью-Йорк.

В феврале–марте 2018 г. состоялись четыре саммита по проблемам вредоносного «цветения» водорослями (harmful algal blooms summit) в водоемах северных регионов штата Нью-Йорка. Инициативный план борьбы с вредоносным «цветением» водорослями (Harmful Algal Blooms Initiative) будет реализован за счет 2,5 млрд долларов, выделяемых в рамках «Закона об экологически чистой водной инфраструктуре» (Clean Water Infrastructure Act), а также 300 млн долларов из Фонда охраны окружающей среды (Environmental Protection Fund).

На меры по восстановлению Ижевского водохранилища за пять лет из бюджета истрачено 1,5 млрд рублей. Были опробованы разные методы: альголизация, вселение толстолобика, извлечение донных осадков и использование биопрепарата МИКРОЗИМ™ ПОНД ТРИТ. Если не будет найдено в ближайшее время эффективных мер воздействия на проблему, то водохранилище будет признано непригодным для питьевого водоснабжения [36].

Из приведенной выше информации можно заключить, что борьба с массовым развитием цианобактерий является сложным и затратным процессом. Однако существует ряд недорогих технологий. При этом оптимальный выбор их комбинаций должен основываться на исследованиях особенностей каждого конкретного водоема.

Заключение

На основании анализа свыше 600 литературных источников представлен обзор современных физических, химических и биологических методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в пресноводных экосистемах. Рассмотрены основные характеристики, преимущества и недостатки различных методов, примеры их применения в международной практике.

Анализ лимнологических характеристик водоемов, расположенных в различных климатических зонах Российской Федерации (Цимлянское, Горьковское и Ижевское водохранилища, Псковско-Чудское озеро), позволил обосновать использование существующих методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в данных водоемах. Определены важнейшие факторы, ограничивающие эффективность применения различных методов в водохранилищах: большие размеры водоемов, внутрикаскадное расположение, мелководность, слабая температурная стратификация, сезонное регулирование уровня режима, относительно высокая проточность водоема, слабозаиленные донные отложения, благоприятный кислородный режим, низкая степень зарастаемости акватории высшими растениями и значительная морфометрическая расчлененность. Обобщена информация о применении на этих водоемах физических, химических и биологических методов борьбы с массовым развитием цианобактерий.

Проведено сравнение эффективности существующих методов борьбы с массовым развитием цианобактерий и применимости их к водоемам различного трофического статуса, размера и глубины по ряду критериев: быстрота достижения и продолжительность эффекта, техническая реализуемость и др.

При описании особенностей применения физических, химических и биологических методов показано, что биологический контроль может являться эффективным подходом для предотвращения и подавления развития цианобактерий в водоемах. Применение биологических методов имеет ключевое преимущество как более экологически безопасные и избирательные по отношению к цианобактериям подходы в сравнении с физико-химическими методами, которые действуют на водоем в целом и могут негативно повлиять на биоту или абиотические параметры водоема.

Анализ осуществленных на Ижевском водохранилище мероприятий по борьбе с цианобактериями (удаление донных отложений, альголизация, зарыбление и др.) показал их неэффективность. Негативный опыт применения в разное время единичных мер подтверждает сформировавшееся в международной практике мнение о необходимости внедрения комплексного подхода к борьбе с «цветениями», сочетающего физические, химические и биологические методы. Выбор метода оздоровления водоема должен быть основан на результатах предварительного комплексного изучения водного объекта.

В итоге сформулированы рекомендации по выбору методов борьбы с массовым развитием цианобактерий в поверхностных водных объектах, представляющие собой алгоритм действий по последовательному применению различных методов для достижения оздоровления водоема.

Известные технологии контроля развития цианобактерий в масштабе целых водоемов, как правило, являются трудоемкими и требуют высоких финансовых затрат. Поэтому в высшей степени важен комплексный подход к решению этой проблемы, связанный с использованием комбинаций физических, химических и биологических методов. Необходимо проводить дальнейшие исследования на различных водоемах с учетом их гидрологической, гидрохимической и гидробиологической специфики, определяемой региональными, географическими условиями и степенью антропогенного воздействия. Это позволит выбрать оптимальную стратегию борьбы с «цветением» воды в конкретном водоеме, включая набор эффективных биоманипуляционных мероприятий.

Определения

Альголизация – процедура, основанная на внесении в водоем штамма зеленой водоросли *Ej nqt gmc'xwi ct ku*, что предположительно должно приводить к коррекции альгоценоза в сторону увеличения доли зеленых водорослей и снижения количества цианобактерий.

Антропогенное воздействие – любой вид хозяйственной деятельности человека, оказывающий влияние на отдельные природные компоненты или геосистемы.

Аэрация – процесс насыщения воды кислородом.

Биоаугментация («биоулучшение») – внесение в загрязненную среду относительно больших количеств специализированных микроорганизмов (биопрепаратов), которые были выделены заранее из различных загрязненных источников и/или специально генетически модифицированы.

Биоманипулирование – экотехнологическое решение по оздоровлению водоемов, в котором используются манипуляции с трофическими цепями.

Водосборный бассейн – территория земной поверхности, с которой поверхностные и грунтовые воды стекают в данный водоем или водоток.

Восстановительная экология – раздел прикладной экологии, ориентированный на восстановление поврежденных, деградировавших или разрушенных экосистем, преимущественно с помощью активных хозяйственных мероприятий.

Гиполимнион – слой водной толщи, расположенный ниже слоя температурного скачка, характеризующийся слабым перемешиванием и незначительным изменением температуры с глубиной.

Драгирование – вид очистных и дноуглубительных работ на водотоках и водоемах, выполняемых с помощью землечерпательного снаряда.

Изоляция донных отложений – мероприятие по снижению внутренней нагрузки на водоем, предусматривающее создание искусственного защитного барьера между ними и водой.

Инактивация фосфора – удаление доступного фосфора из водной толщи и замедление обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды.

Коагуляция – слипание частиц коллоидной системы при их столкновениях в процессе теплового движения, перемешивания или направленного перемещения во внешнем силовом поле. В результате коагуляции образуются агрегаты – более крупные (вторичные) частицы, состоящие из скопления мелких (первичных). Первичные частицы в таких агрегатах соединены силами межмолекулярного взаимодействия непосредственно или через прослойку окружающей (дисперсионной) среды. Коагуляция сопровождается прогрессирующим укрупнением частиц и уменьшением их общего числа в объеме дисперсионной среды (жидкости).

Наилучшая природоохранная практика – наиболее эффективное и удачное, с экологической, экономической и социальной точки зрения, применение наилучшей существующей либо другой технологии в хозяйственной деятельности с учетом национальных, региональных и местных особенностей.

Неточечные (диффузные) источники воздействия – загрязнение принимающей воды проистекает от рассеянных в водосборе источников. Типичным примером является попадание в поток несобранных стоков дождевых вод. Неточечные источники иногда называют также «диффузными» водами.

Оксигенация – мероприятие для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемое при помощи насыщения водной толщи кислородом.

Стратификация вод – разделение водной толщи водоема по вертикали на слои различной плотности, температуры, солености, содержания кислорода и т. п.

Точечные источники воздействия – стоки отходов в створ принимающей воды в конкретном месте, в такой точке, как канализационная труба или некоторые типы сливных каналов систем обогашения.

Флотация – процесс молекулярного прилипания частиц флотируемого материала к поверхности раздела двух фаз, обычно газа (чаще воздуха) и жидкости, обусловленный избытком свободной энергии поверхностных пограничных слоев, а также поверхностными явлениями смачивания.

«Цветение» воды – массовое развитие отдельных групп планктонных водорослей, вызывающее изменение цвета воды в зависимости от состава их растительных пигментов. В конти-

нентальных стоячих водах (пруды, водохранилища, озера) «цветение» воды обычно обусловлено цианобактериями (синезелеными водорослями), в морских – динофитовыми водорослями («красные приливы»). Как правило, только один или небольшое число видов фитопланктона участвуют в конкретном «цветении».

Цианотоксины – токсины, выделяемые цианобактериями (анатоксины, сакситоксины, микроцистины, нодулярины и т.д.).

Эвтрофирование – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под воздействием антропогенных или естественных (природных) факторов. Процесс эвтрофирования ухудшает физико-химические условия среды обитания рыб и других гидробионтов за счет массового развития микроскопических водорослей и других микроорганизмов.

Эпилимнион – верхний, наиболее интенсивно перемешиваемый слой водоема, богатый кислородом, в пределах которого наблюдается гомотермия.

Список использованных источников

1. Антушева Т.И. Некоторые особенности влияния ультразвука на микроорганизмы // Живые и биокосные системы. 2013. № 4. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-4/article-11> (дата обращения: 18.11.2018).
2. Архив погоды в Ижевске. [Электронный ресурс]. URL: <http://meteo9.ru/QQ5X> (дата обращения: 27.02.2018).
3. Биологические и химические эффекты антропогенного эвтрофирования Ижевского водохранилища : монография / под ред. Б.Г. Котегова. Ижевск : Удмуртский ун-т, 2013. 177 с.
4. Брагинский Л.П. Принципиальные препятствия к применению химического метода борьбы «цветением» воды в водохранилищах // Водные ресурсы. 1977. № 2. С. 5–16.
5. Буторин Н.В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада. Ленинград : Наука, 1969. 321 с.
6. Былинкина А.А. Гидрохимический режим // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль : ЯГТУ, 2000. С. 26–40.
7. Былинкина А.А. Особенности круговорота фосфора в водохранилищах Волги и проблема эвтрофирования // Водные ресурсы. 1989. № 6. С. 62–69.
8. В Ижевске начались работы по очистке городского пруда [Электронный ресурс]. URL: <http://www.myudm.ru/news/2016-06-24/v-izhevskie-nachalis-raboty-po-ochistke-gorodskogo-pruda-video> (дата обращения: 26.02.2018).
9. В Ижевский пруд запустили 300 кг мальков щуки [Электронный ресурс]. URL: <http://www.myudm.ru/news/2016-07-12/v-izhevskij-prud-zapustili-300-kg-malkov-schuki-foto> (дата обращения: 26.02.2018).
10. В Ижевском пруду снизилось количество синезеленых водорослей [Электронный ресурс]. URL: <http://www.myudm.ru/news/2016-09-05/v-izhevskom-prudu-s-proshlogo-goda-snizilos-kolichestvo-sine-zelyonyh-vodoroslej-fot> (дата обращения: 26.02.2018).
11. Василяк Л.М. Применение ультразвука в системах для обеззараживания воды // Электронная обработка материалов. 2010. № 5. С. 106–111.
12. Вехов Д.А., Науменко А.Н., Горелов В.П., Голоколенова Т.Б., Шевлякова Т.П. Современное состояние и использование водных биоресурсов Цимлянского водохранилища (2009–2013 гг.) // Рыбохозяй-

ственные исследования на водных объектах Европейской части России. Санкт-Петербург : Изд-во ФГБНУ ГосНИОРХ, 2014. С. 116–145.

13. Вечканов В.С. Питание, рост и энергетический баланс белого толстолобика в условиях прудового выращивания // Авт. дисс. канд. наук. М., 1976. 22 с.

14. Випхло Е.В., Наumenко А.Н., Самотеева В.В. Опыт развития аквакультуры в условиях водохранилищ юго-востока РФ – пастбищного рыбоводства – на примере Цимлянского водохранилища и водохранилищ Волго-Донского судоходного канала // Рыбное хозяйство. 2014. Спецвыпуск (26). С. 71–73.

15. Вовк П.С., Стеценко Л.И. Рыбы-фитофаги в экосистеме водохранилищ. Киев : Наукова Думка, 1985. 134 с.

16. Волга и ее жизнь. Л. : Наука, 1978. 348 с.

17. Гавриловский Д.В., Гапонов В.Л., Гапонов С.В., Гапонова Е.Ю. Оценка гидро-экологических характеристик Цимлянского водохранилища // Инженерный вестник Дона. 2017. № 1 [Электронный ресурс]. URL: <http://ivdon.ru/ru/magazine/archive/n1y2017/4009> (дата обращения: 03.03.2018).

18. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Цимлянское, водораздельные и Манычские водохранилища. Л. : Гидрометеоиздат, 1977. 204 с.

19. Гутельмахер Б.Л., Садчиков А.П., Филиппова Т.Г. Питание зоопланктона // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. 1988. Т. 6. 155 с.

20. Данченко А.Д. Поликультура растительноядных рыб как метод интенсификации прудового рыбоводства // Автореф. дис. канд. биол. наук. Калининград, 1974. 24 с.

21. Даченко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.

22. Долидзе Ю.Б., Яковлев С.В., Ходяков Е.А., Калинина С.Г., Кравцова Г.В. Основные результаты альголизации Цимлянского водохранилища на современном этапе // Современные проблемы альгологии: мат. Межд. науч. конференции и VII Школы по морской биологии (9–13 июня 2008 г., г. Ростов-на-Дону). Ростов-на-Дону : Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. С. 129–131.

23. Драбкова В.Г., Сорокин И.Н. Озеро и его водосбор – единая природная система. Л. : Наука, 1979. 196 с.

24. Дубовская О.П. Не связанная с хищниками смертность планктонных ракообразных, ее возможные причины (обзор литературы) // Журнал Общей Биологии. 2009. Т. 70, № 2. С. 168–192.

25. Егоров И.Е. Хозяйственная деятельность человека и источники загрязнения // Ижевский пруд / под ред. В.В. Туганаева. Ижевск: Удмуртский ун-т, 2002. С. 73–77.

26. Есырева В.И. Флора водорослей р. Волги от г. Рыбинска до г. Горького // Тр. Бот. сада МГУ. 1945. Кн. 5, вып. 82. С. 10–90.
27. Есырева В.И., Юлова, Г.А. Растительный планктон Горьковского водохранилища и незарегулированного участка р. Волги (Chlorophyta) // Наземные и водные экосистемы. Горький, 1978. С. 106–111.
28. Есырева В.И., Юлова Г.А. Растительный планктон Горьковского водохранилища и незарегулированного участка р. Волги (Cyanophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta, Rynophyta, Euglenophyta) // Биологические основы повышения продуктивности и охраны растительных сообществ Поволжья. Горький, 1980. С. 84–89.
29. Есырева В.И. Материалы к изучению мелководий Горьковского водохранилища // Морфология растений. М. : Наука, 1967. С. 139–148.
30. Завершается трехлетний проект по оздоровлению Ижевского пруда [Электронный ресурс]. URL: <http://www.myudm.ru/news/2016-09-14/zavershaetsya-tryohletnij-proekt-po-ozdorovleniyu-izhevskogo-pruda> (дата обращения 26.02.2018).
31. Заделенов В.А., Щур Л.А. Влияние рыбы сестофага белого толстолобика *J { r q r j y j c w k e j y j { u " o q r k t k z ' n a* на состояние фитопланктона в Берешском водохранилище (Красноярский край) // Вестник КрасГАУ. 2009. № 8. С. 89–97.
32. Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Волги // Органическое вещество донных отложений Волжских водохранилищ. СПб. : Гидрометеиздат, 1993. С. 3–16.
33. Иванова Н.А., Шарипова Л.А. Состояние фитопланктона Ижевского пруда в районе водозабора МУП города Ижевска «Ижводоканал» в 2002–2005 годах // Вестник Удмуртского университета. Биология. 2006. № 10. С. 17–23.
34. Ижевская утопия // Свое дело. 2010. № 6. С. 23–25.
35. Ижевский пруд: очистим жемчужину от грязи. [Электронный ресурс]. URL: <http://izvestiaur.ru/society/45510.html> (дата обращения: 21.02.2018).
36. Ижевский пруд: хлорелла доминирует пока только в умах. [Электронный ресурс]. URL: http://samlib.ru/m/mister_w/izhewskijprudhlorelladominiruetpokatolxkowumah.shtm (дата обращения: 27.02.2018).
37. Истомина А.М., Истомин С.Г., Казакова Н.С., Поздеев И.В., Селеткова Е.Б. Экологическое состояние Ижевского пруда // Рыбные ресурсы Камско-Уральского региона и их рациональное использование. Пермь : Изд-во Перм. ун-та, 2008. С. 46–51.
38. Калинина С.Г. Сезонная динамика фитопланктона в Цимлянском водохранилище // Воспроизводство рыбных запасов в водое-

мах Волгоградской области // Труды Волгоградского отделения ГосНИОРХ. 1975. Т. 9. С. 3–12.

39. Калинина С.Г. Структурные и продукционные характеристики фитопланктона Цимлянского водохранилища // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1987. Вып. 265. С. 54–62.

40. Калинина С.Г., Ходяков Е.А., Яковлев С.В. Улучшение экологического состояния Приплотинного плеса Цимлянского водохранилища методом альголизации // Глобальная ядерная безопасность. 2012. Спецвыпуск (3). С. 72–82.

41. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск : КарНЦ РАН, 2007. 395 с.

42. Колмаков В.И. К вопросу о возможности применения $J \{ / rqrj \} cw kej \} \{ u'o qrk \} k$ для предотвращения цветения воды в сибирских водоемах-охладителях // Сибирский экологический журнал. 2006. № 1. С. 65–71.

43. Колмаков В.И. Методы предотвращения массового развития цианобактерии *Oletqe{unku"cgtwi lpguc* Kütz. emend. Elenk. в водных системах // Микробиология. 2006. Т. 75, № 2. С. 149–153.

44. Константинов А.С., Вечканов В.С. О возможностях использования белого толстолобика для депрессии развития цианобактерий // Тез. докл. Всес. совещ. по совершенств. биотехники прудового рыбоводства. М. : ВНИИПРХ, 1980. С. 132–133.

45. Копылов А.И. Роль вирусов в структуре и функционировании микробных сообществ в пресноводных экосистемах // Журнал Сибирского федерального университета. Серия Биология. 2016. Т. 6, № 4. С. 354–367.

46. Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ, 2008. 377 с.

47. Копылов А.И., Стройнов Я.В., Заботкина Е.А., Романенко А.В., Масленникова Т.С. Гетеротрофные микроорганизмы и вирусы в воде Горьковского водохранилища в период аномально высокой температуры воды // Биология внутренних вод. 2013. № 2. С. 16–24.

48. Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Кострома : Костромской печатный дом, 2015. 284 с.

49. Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Фитопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль : ЯГТУ, 2000. С. 41–65.

50. Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Митропольская И.В., Девяткин В.Г. Сообщества фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. С. 87–94.

51. Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб. : Гидрометеиздат, 1993. С. 50–113.
52. Кочеткова М.Ю. Формирование качества воды Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Известия РАН. Серия географическая. 2010. № 2. С. 100–111.
53. Кузьменко М.И. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение. Киев : Наукова Думка, 1981. 212 с.
54. Кузьмин Г.В. Биомасса и структура планктонных фитопланктонов Горьковского водохранилища // Круговорот веществ и биологическое самоочищение водоемов. Киев : Наукова думка, 1980. С. 68–75.
55. Лаврентьева Г.М. Фитопланктон Горьковского водохранилища (по материалам 1968 г.) // Изв. ГосНИОРХ. 1972. Т. 77. С. 137–139.
56. Лаврентьева Г.М., Романова А.П. Сравнительная характеристика фито-и бактериопланктона озерной части Горьковского водохранилища // Изв. ГосНИОРХ. 1974. Т. 95. С. 61–66.
57. Лапицкий И.И. Направленное формирование ихтиофауны и управление численностью популяций рыб в Цимлянском водохранилище. Волгоград : Нижневолж. кн. изд-во, 1970. 280 с.
58. Литвинов А.С., Законнова А.В. Гидрологическая характеристика водохранилищ // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль : ЯГТУ, 2000. С. 5–25.
59. Лукьяненко В.И., Ривьер И.К., Литвинов А.С., Копылов А.И. Экология Верхней Волги: современное состояние, проблемы и пути решения. Ярославль : Изд-во ИБВВ РАН, 1994. 45 с.
60. Маляревская А.Я., Биргер Т.И., Арсан О.М., Соломатина В.Д. Влияние синезеленых водорослей на обмен веществ у рыб. Киев : Наукова Думка, 1973. 195 с.
61. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М. : Наука, 2004. 156 с.
62. Минеева Н.М., Ляшенко О.А., Метелева Н.Ю. Пигменты фитопланктона Иваньковского, Угличского и Горьковского водохранилищ // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. С. 96–101.
63. Мухамедова А.Ф. Наблюдения за молодью толстолобика и белого амура в период карантинизации и подращивания перед выпуском в Цимлянское водохранилище // Проблемы хозяйственного использования растительноядных рыб в водоемах СССР. Ашхабад : Изд-во АН ТССР, 1963. С. 37–43.

64. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ : учебное пособие. СПб. : Изд-во РГГМУ, 2007. 100 с.

65. Наумова М.Э. Анализ эффективности работы системы хозяйственно-питьевого водоснабжения в условиях чрезвычайной ситуации в городе Ижевске // Безопасность в техносфере. 2012. № 8. С. 173–182.

66. Научное обеспечение мероприятий по сохранению, восстановлению, увеличению запасов водных биологических ресурсов и развитию рекреационного рыболовства в водоемах Европейской части РФ // Отчет о научно-исследовательской работе, выполненной в рамках Гос. задания на выполнение гос. работ в 2014 г. / Рук. В.В. Самотеева. Волгоград, 2014. 24 с.

67. Национальная программа мер по оздоровлению и реабилитации экосистемы Балтийского моря (проект). IX Общероссийский форум «Стратегическое планирование в регионах и городах России». СПб., 2010 [Электронный ресурс]. URL: <http://2010.forumstrategov.ru/upload/documents/makarovaP13.ppt> (дата обращения: 17.11.2022).

68. Негоновская И.Т. О результатах и перспективах вселения растительных рыб в естественные водоемы и водохранилища СССР // Вопросы ихтиологии. 1980. Т. 20, вып. 4. С. 702–712.

69. Нехай В.С. Толстолобик и амур в Молдавии // Рыбоводство и рыболовство. 1963. № 6. С. 5–8.

70. Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Минина Л.И., Мартышева Н.А. Опасность «цветения» Цимлянского водохранилища // Электронный научный журнал «Исследовано в России». 2010 [Электронный ресурс]. URL: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2010/012.pdf> (дата обращения: 03.03.2018).

71. Никитин О.В., Латыпова В.З. Экотехнологии восстановления водных объектов : конспект лекций. Казань : ФГАОУ ВПО «Казанский (Приволжский) федеральный университет». Институт экологии и природопользования ; Кафедра прикладной экологии, 2014. [Электронный ресурс]. URL: https://dspace.kpfu.ru/xmlui/bitstream/handle/net/21987/02_81_kl-000842.pdf (дата обращения: 17.11.2022).

72. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2004 году: Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2005. – 192 с.

73. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2006 году : Государственный доклад. – Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2007. 205 с.

74. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2007 году : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2008. 198 с.

75. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2008 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2009. 224 с.

76. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2009 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2010. 288 с.

77. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2010 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2011. 238 с.

78. О состоянии и охране окружающей среды Удмуртской Республики в 2011 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2012. 246 с.

79. О состоянии и об охране окружающей среды в Удмуртской Республике в 2012 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2013. 246 с.

80. О состоянии и об охране окружающей среды в Удмуртской Республике в 2013 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2014. 262 с.

81. О состоянии и об охране окружающей среды в Удмуртской Республике в 2014 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2015. – 261 с.

82. О состоянии и об охране окружающей среды в Удмуртской Республике в 2016 г. : Государственный доклад. Ижевск : Изд-во ИжГТУ, 2016. 261 с.

83. Омаров М.О., Лазарева Л.П. Питание белого толстолобика в водоемах Дагестана // Гидробиологический журнал. 1974. Т. 10, № 4. С. 100–104.

84. Отчет о проведенной работе по альголизации Ижевского водохранилища штаммом хлореллы в 2008 году. НПО «Альгобиотехнология». Воронеж, 2008. 26 с.

85. Отчет о проведенных работах по послепаvoudковому вселению микроводоросли хлорелла и проведение мониторинга воды Ижевского водохранилища. НПО «Альгобиотехнология». Воронеж, 2009. 39 с.

86. Отчет о эколого-геологическом обследовании Ижевского пруда // Мат. ГГП «Волгагеология» Минприроды РФ. Неклюдово, 1999. Т. 1, кн. 1. 143 с.

87. Охапкин А.Г., Кузнецова Е.И. Фитопланктон Горьковского водохранилища в 1983 г. // Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов : Тез. докл. третьей Поволжской конф. Казань, 1983. С. 196–198.

88. Охапкин А.Г., Микучик И. А., Корнева Л.Г., Минеева Н.М. Фитопланктон Горьковского водохранилища. Тольятти : Самарский научный центр, 1997. 224 с.

89. Охапкин А.Г., Субботина Е.В. Современное состояние фитопланктона Горьковского водохранилища // Структура и динамика растительных сообществ Волго-Вятского региона. Горький, 1987. С. 68–76.
90. Павлова Т.П., Галанцева Л.Ф., Фридланд С.В. Интенсификация очистки сточных вод от фосфатов в биологических очистных сооружениях // Вестник Казанского технологического университета. 2011. № 18. С. 134–136.
91. Панов Д.А., Сорокин Ю.М., Мотенкова Л.Г. Экспериментальное изучение питания молоди толстолобиков // Вопросы ихтиологии. 1969. Т. 9, вып. 1 (54). С. 138–152.
92. Папченков В.Г. Растительный покров Ивановского и Горьковского водохранилищ // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. С. 151–157.
93. Пахомова М.В. Биохимия синезеленых водорослей // Биология синезеленых водорослей. Москва : Изд-во МГУ, 1969. Т. II. С. 66–87.
94. Пирумова Е.И. Особенности пространственно-временных изменений минерализации и компонентов солевого состава воды р. Дон в нижнем течении // Автреф. дисс... канд. наук. Ростов-на-Дону, 2006. 28 с.
95. План Управления водными ресурсами бассейна реки Нарвы и Чудского озера / отв. ред. Т.В. Васильева // Проект ЕС ТАСИС «Управление водными ресурсами бассейна Чудского озера». Псков : Студия «Премьер», 2007. 280 с.
96. Полигон ТБО готовят к открытию в Якшур-Бодьинском районе. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.izvestiaur.ru/news/view/7549401.html> (дата обращения: 27.02.2018).
97. Поступление питательных веществ в Чудское озеро // Материалы отчета Норвежского центра по земельным ресурсам и экологическим исследованиям. Норвегия, 1996. 78 с.
98. Приймаченко А.Д. Состав и основные закономерности распределения биомассы фитопланктона в водохранилищах равнинных рек СССР // Тр. ИБВВ АН СССР. 1960. Вып. 3 (6). С. 59–86.
99. Пушкарь В.Я., Стыгар В.М. Синезеленые водоросли в питании растительноядных рыб // Актуальные проблемы биологии синезеленых водорослей. М., 1974. С. 119–126.
100. Регулирующее водохранилище для пруда полезнее, чем канал // Удмуртская правда : респ. общественно-полит. газ. / Гос. Совет Удмурт. Респ., Правительство Удмурт. Респ. Ижевск. 2011. № 68 (7 июня). [Электронный ресурс]. URL: <https://elibrary.unatlib.ru/dspace/dsview.html> (дата обращения: 02.10.2023). Доступна на офиц. сайте Нац. эл. б-ки Удмурт. Респ.

101. Ривьер И.К., Столбунова В.Н. Зоопланктон // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. С. 124–131.
102. Розенберг Г.С., Гелашвили Д.Б., Зибарев А.Г., Костина Н.В., Кудинова Г.Э., Саксонов С.В., Хасаев Г.Р. Формирование экологической ситуации и пути достижения устойчивого развития Волжского бассейна // Региональная экология. 2016. Т. 43, № 1. С. 15–27.
103. Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М. : Наука, 1977. 144 с.
104. Рублевская О.Н. Опыт ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» по внедрению технологических решений, направленных на предотвращение эвтрофикации водоемов // Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водных объектов: проблемы и пути решения : материалы Международной научно-практической конференции. Казань : Казанский (Приволжский) Федер. ун-т, 2017. С. 200–204.
105. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В. Великие озера мира. СПб. : Лема, 2012. 370 с.
106. Румянцев В.А., Кондратьев С.А., Басова С.Л., Шмакова М.В., Журавкова О.Н., Савицкая Н.В. Внешняя нагрузка на Чудско-Псковский озерный комплекс: мониторинг и моделирование фосфорного режима // Водные ресурсы. 2006. Т. 33 (6). С. 710–720.
107. Рысин И.И. Ижевский пруд // Удмуртская Республика: Энциклопедия. Ижевск : Удмуртия, 2004. С. 361.
108. Савина Р.А. Питание белого толстолобика *Labeo niloticus* в прудах // Автореф. дис. канд. биол. наук. Рыбное, 1968. 22 с.
109. Савина Р.А. Питание сеголетков растительноядных рыб и карпа при совместном выращивании // Акклиматизация растительноядных рыб в водоемах СССР. Кишинев : Штиинца, 1972. С. 106–109.
110. Сальникова М.С., Горская О.И. Проведение альголизации водоема-охладителя и приплотинного участка Цимлянского водохранилища в 2012 году // Глобальная ядерная безопасность. 2013. № 3. С. 5–8.
111. Сборник рекомендаций хельсинской комиссии : справочно-методическое пособие. СПб. : Диалог, 2008. 512 с.
112. Своекошин В.И. Гидрологическая характеристика пруда // Ижевский пруд / под ред. В.В. Туганаева. Ижевск : Удмуртский университет, 2002. С. 81–87.
113. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах. Киев : Наукова Думка, 1972. 203 с.
114. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев : Наукова Думка, 1988. 256 с.

115. Соколов А.А. Чудско-Псковское озеро. Л. : Гидрометеиздат, 1941. 223 с.

116. Справка о исследовании гидрохимического состояния донных отложений и бентоса р. Иж и Ижевского пруда. Гос. комитет по экологии и природопользованию Удмуртской Республики. Ижевск, 1991. 21 с.

117. Стурман В.И., Гагарина О.В., Забродин Н.А., Юрк С.А., Подсизерцев В.М. Экологическое состояние пруда // Ижевский пруд / под ред. В.В. Туганаева. Ижевск : Удмуртский университет, 2002. С. 165–187.

118. Тарасова О.М. Роль синезеленых водорослей в питании белого толстолобика // Акклиматизация растительноядных рыб в водоемах СССР. Кишинев : Штиинца, 1972. С. 126–127.

119. Теория и практика восстановления внутренних водоемов / отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев // Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15–18 октября 2007 г. СПб. : Лема, 2007. 394 с.

120. Топачевский А.В., Цееб Я.Я., Сиренко Л.А., Макаров А.И. «Цветение» воды как результат нарушения процессов регулирования в гидробиоценозах // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М., 1975. С. 41–49.

121. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л. : Наука, 1990. 184 с.

122. Трифонова Н.А. О скорости фосфатазного гидролиза органических соединений фосфора в Горьковском водохранилище // Водные ресурсы. 1990. № 3. С. 96–103.

123. Хендерсон-Селлерс Б. Дестратификация как инструмент рационального водопользования // Инженерная лимнология. Л. : Гидрометеиздат, 1987. С. 281–303.

124. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л. : Гидрометеиздат, 1990. 279 с.

125. Хоружая Т.А., Флик Е.А. Пространственно-временные характеристики распределения соединений азота в Цимлянском водохранилище // Вода: химия и экология. 2011. № 10. С. 9–13.

126. Цимлянское водохранилище: состояние водных и прибрежных экосистем, проблемы и пути решения / отв. ред. акад. Г.Г. Матишов. Ростов н/Д : Изд-во ЮНЦ РАН, 2011. 216 с.

127. Цимлянское, водораздельные и маньчжские водохранилища. Л. : Гидрометеиздат. 1977. 204 с.

128. Чигринская Ю.Н. Потребление синезеленых водорослей белым толстолобиком и особенности его пищеварения // Авт. дисс. канд. Наук. Днепрпетровск, 1984. 25 с.

129. Шаврак Е.И., Фесенко Л.Н. Особенности изменения качества воды Цимлянского водохранилища // Вода: химия и экология. 2011. № 5. С. 11–17.
130. Шилькрот Г.С. Причины антропогенного эвтрофирования водоемов // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2. Антропогенное эвтрофирование водоемов. М. : ВИНТИ, 1975. С. 61–96.
131. Щербина Г.Х., Перова С.Н., Баканов А.И. Макрозообентос // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. С. 141–150.
132. Экологическая реабилитация Ижевского водохранилища на р. Иж в г. Ижевск Удмуртской Республики. Институт «Удмуртгипроводхоз». Ижевск, 2013. [Электронный ресурс]. URL: <http://ugvh.ru/catalog/ekologicheskaya-reabilitaciya-izhevskogo-vodohranilisha-na-r-izh-v-g-izhevske-udmurtskoy-respubliki/sort,title/order,asc/> (дата обращения: 17.11.2022).
133. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль : ЯГТУ, 2001. 428 с.
134. Юлова Г.А. Фитопланктон Горьковского водохранилища и р. Юг по наблюдениям 1963 года // Тез. докл. к науч. конф. молодых ученых и специалистов сельского хозяйства. Горький, 1966. С. 69–71.
135. Ahmad A., Kim S.H., Ali M. et al. New chemical constituents from *Oryza sativa* straw and their algicidal activities against blue-green algae // J Agric Food Chem. 2013. Vol. 61. P. 8039–8048.
136. Ahmadi F., McLoughlin I.V., Chauhan S., ter-Haar G. Bioeffects and safety of low-intensity, low-frequency ultrasonic exposure // Progress in Biophysics & Molecular Biology. 2012. Vol. 108. P.119–138.
137. Ahn C.Y., Joung S.H., Jeon J.W., Kim H.S., Yoon B.D., Oh H.M. Selective control of cyanobacteria by surfactin-containing culture broth of *Dactyloctenium aegyptium* C1 // Biotechnology Letters. 2003. Vol. 25. P. 1137–1142.
138. Ahn C.-Y., Joung S.-H., Choi A. et al. Selective control of cyanobacteria in eutrophic pond by a combined device of ultrasonication and water pumps // Environ. Technol. 2007. Vol. 28. P. 371–379.
139. Al-Hamdani S., Burnett C., Durrant G. Effect of low-dose ultrasonic treatment on *Ulva lactuca* // Aquacult. Eng. 1998. Vol. 19. P. 17–28.
140. Allan J.D. An analysis of seasonal dynamics of a mixed population of *Ficopora*, and the associated cladoceran community // Freshwater Biology. 1977. Vol. 7. P. 505–512.
141. Al-Tai A.M.S. Characteristics and microbial interactions of certain actinomycetes from Iraq // Ph.D. Thesis, University of Dundee, 1982.

142. American Public Health Association (APHA) / Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington, D.C., 2003. 541 p.

143. Andersson G., Berggren H., Hambrin S. Lake Trummen restoration project III. Zooplankton macrobenthos and fish // Verh. Int. Verein. Limnol. 1975. Vol. 19. P. 1097–1106.

144. Antoniou M.G., de La Cruz A.A., Pelaez M.A. et al. Practices that Prevent the Formation of Cyanobacterial Blooms in Water Resources and Remove Cyanotoxins During Physical Treatment of Drinking Water // Comprehensive Water Quality and Purification, Edition: Vol. 2, Chapter: Practices that Prevent the Formation of Cyanobacterial Blooms in Water Resources and remove Cyanotoxins during Physical Treatment of Drinking Water. Elsevier. Ed. S. Ahuja, 2014. P. 173–195.

145. Ashton P.J., Robarts R.D. Apparent predation of *Okef{wku''cg/twi k{pquc* (Kutz. emend Elenkin) by a saprospira-like bacterium in a hypertrophic lake (Hartbeespoort dam, South Africa) // J. Limnol. Soc. S. Afr. 1987. Vol. 13. P. 44–47.

146. Atlas R.M., Bartha R. Microbial ecology: fundamentals and applications. 4th edition. California : Benjamin, Cummings Science Publishers, 1998. 698 p.

147. Atta H.M., Ahmad M.S. Antimycin-A antibiotic biosynthesis produced by *Utgrv{go {egu''ur0AZ-AR-262*: taxonomy, fermentation, purification and biological activities // Australian Journal of Basic and Applied Sciences. 2009. Vol. 3. P. 126–135.

148. Auer B., Elzer U., Arndt H. Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation // J. Plankton Res. 2004. Vol. 26, № 6. P. 697–709.

149. Babin J., Prepas E.E., Zhang Y. Application of lime and alum to stormwater retention lakes to improve water quality // Water Pollut. Res. J. Canada. 1992. Vol. 27. P. 365–381.

150. Baker S.C., Shimizu C., Shike H., Garcia F., Van der Hoek L., Kuijper T.W., Reed S.L., Rowley A.H., Shulman S.T., Talbot H.K.B., Williams J.V., Burns J.C. Human coronavirus NL63 infection is not associated with acute Kawasaki disease // The Nidoviruses. Boston, MA : Springer, 2006. P. 523–526.

151. Ball A.S., Williams M., Vincent D., Robinson J. Algal growth control by a barley straw extract // Bioresource Technol. 2001. Vol. 77, № 2. P. 177–181.

152. Baltz R.H. Renaissance in antibacterial discovery from actinomycetes // Curr. Opin. Pharmacol. 2008. Vol. 8. P. 557–563.

153. Barbiero R.P., Ashby S.L., Kennedy R.H. The effects of artificial circulation on a small northeastern impoundment // Water Res. Bull. 1996. Vol. 32. P. 575–584.

154. Barkoh A., Begley D.C., Smith D.G. et al. Can solar powered circulation control *Prymnesium parvum* blooms and toxicity in fish hatchery ponds? // *Harmful Algae*. 2011. Vol. 10. P. 173–180.
155. Barnett Y.M., Daft M.J., Stewart W.D. Cyanobacteria– cyanophage interactions in continuous culture // *Journal of Applied Bacteriology*. 1981. № 51. P. 541–552.
156. Barrett P.R.F., Littlejohn J.W., Curnow J. Long-term algal control in a reservoir using barley straw // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 415. P. 309–313.
157. Barroin G., Feuillade G. Hydrogen peroxide as a potential algicide for *Quercus tvedegru* D.C. // *Water Res.* 1986. Vol. 20. P. 619–623.
158. Barten J.M. Stormwater runoff treatment in a wetland filter: Effects on the water quality of Clear Lake // *Lake and Reservoir Manage.* 1987. Vol. 3. P. 297–305.
159. Becker A., Herschel A., Wilhelm C. Biological effects of incomplete destratification of hypertrophic freshwater reservoir // *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 559. P. 85–100.
160. Bengtsson L., Fleischer S., Lindmark G., Ripl W. Lake Trummen restoration project. I. Water and sediment chemistry // *Verh. Int. Verein. Limnol.* 1975. Vol. 19. P. 1080–1087.
161. Benndorf J., Putz K. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams. I. Mode of operation and calculation of nutrient elimination capacity // *Water Res.* 1987a. Vol. 21. P. 829–838.
162. Benndorf J., Putz K. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams. II. Validation of the phosphate removal model and size optimization // *Water Res.* 1987b. Vol. 21. P. 839–842.
163. Bernhardt H., Clasen J. Limnological effects of the elimination of phosphorus from the Wahnbach Reservoir // *Water Sci Technol.* 1982. Vol. 14, № 4–5. P. 397–406.
164. Bernhardt H. Restoration of Lakes and Inland Waters. USEPA 440/5-81-010. Corvallis, OR : USEPA, 1980. P. 272–277.
165. Bitterlich G. Digestive processes in silver carp (*Cyprinus carpio*) studied in vitro // *Aquaculture*. 1985. Vol. 50, № 1–2. P. 123–131.
166. Blom S., Norrgren L., Forlin L. Sublethal effects in caged rainbow trout during remedial activities in Lake Jämsjön // *Ambio*. 1998. Vol. 7, № 5. P. 411–418.
167. Blomqvist P., Pettersson A., Hyenstrand P. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems // *Arch. Hydrobiol.* 1994. Vol. 132, № 2. P. 141–164.

168. Blottiere L., Rossi M., Madricardo F., Hulot F.D. Modeling the role of wind and warming on *Microcystis aeruginosa* blooms in shallow lakes with different trophic status // *Theor Ecol*. 2014. Vol. 7. P. 35–52.
169. Bocchichio M.E. Blue Lake Water Quality Report. 2012. [Электронный ресурс]. URL: http://www.bluelakeimprovement.org/wp-content/uploads/2012/12/2012-blue_lake_water_quality_report_01.pdf свободный.
170. Boëchat I.G., Weithoff G., Krüger A., Gücker B., Adrian R. A biochemical explanation for the success of mixotrophy in the flagellate *Qej tq/ o qpcu'ur0* // *Limnology and Oceanography*. 2007. Vol. 52. P. 1624–1632.
171. Bormans M., Jančula D., Maršálek B. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review // *Aquat Ecol*. 2016. Vol. 50, № 3. P. 407–422.
172. Born S. M., Wirth T.L., Peterson J.O. et al. Dilutional Pumping of Snake Lake, Wisconsin. Tech. Bull. 66. Madison, NJ : Wisconsin Dept. Nat. Res., 1973. 32 p.
173. Born S.M., Wirth T.L., Brick E.M., Peterson J.O. Restoring the Recreational Potential of Small Impoundments: the Marion Millpond experience // *Technical Bulletin N 71*. Madison : Wisconsin. Dept. Nat. Res, 1973. 20 p.
174. Boyd C.E. Aluminum sulfate (alum) for precipitating clay turbidity from fish ponds // *Trans. Am. Fish. Soc.* 1979. Vol. 108. P. 307–313.
175. Brabrand A.B., Faafeng A., Kallquist T., Nilssen J.P. Biological control of undesirable cyanobacteria in culturally eutrophic lakes // *Oecologia*. 1983. Vol. 60. P. 1–5.
176. Brashier C.K., Churchill L., Leidahl G. Effect of Silt Removal in a Prairie Lake // *USEPA Ecol. Res. Series R3-73-037*. Corvallis, OR : USEPA, 1973. 200 p.
177. Breitbart M., Salamon P., Andresen B., Mahaffy J.M., Segall A.M., Mead D., Azam F., Rohwer F. Genomic analysis of uncultured marine viral communities // *Proc. Natl. Academy Sci. USA*. 2002. Vol. 99, № 22. P. 14250–14255.
178. Bremer K.E. PCB contamination of the Sheboygan River, Indiana Harbor, and Saginaw River and Bay // *Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Proc. 4th U.S./Japan Experts Meeting. USEPA-600/3-79-102* / Eds. S.A. Peterson, K.K. Randolph. Corvallis, OR : USEPA, 1979. P. 261–287.
179. Brooks J.L., Dodson S.I. Predation, body size, and composition of plankton // *Science*. 1965. Vol. 150. P. 28–35.
180. Brown C.D., Canfield D.E. Jr., Bachmann R.W., Hoyer M.V. Evaluation of surface sampling for estimates of chlorophyll, total phosphorus and total nitrogen concentration in Florida lakes // *Lake and Reserv. Manage*. 1999. Vol. 15. P. 121–132.

181. Brownlee E.F., Sellner S.G., Sellner K.G. Effects of barley straw (*J qtf gwo " xwi ctg*) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria // J Appl Phycol. 2003. Vol. 15. P. 525 – 531.
182. Burke J.S., Bayne D.B., Rea H. Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds // Aquaculture. 1986. Vol. 55. P. 59–68.
183. Burkert U., Hyenstrand P., Drakare S., Blomqvist P. Effects of the mixotrophic flagellate *Qej tqo qpcu'ur0* on colony formation in *Oketq/ e{uku'cgtwi kpguc* // Aquatic Ecology. 2001. Vol. 35. P. 9–17.
184. Burnham J.C., Collart S.A., Daft M.J. Myxococcal predation of the cyanobacterium *Phormidium luridum* in aqueous environments // Arch. Microbiol. 1984. Vol. 137. P. 220–225.
185. Burnham J.C., Collart S.A., Highison B.A. Entrapment and lysis of the cyanobacterium *Rj qto kf kw "nwl f wo* by aqueous colonies of *O{zq/ eqeewi'zcpvj wu* PCO2 // Archives of Microbiology. 1981. Vol. 129. P. 285–294.
186. Burnham J.C., Stetak T., Gregory L. Extracellular lysis of the bluegreen alga *Rj qto kf kw " nwl f wo* by *Df gmqxkdt kq" dcevgtkqxqt wu* // J. Phycol. 1976. Vol. 12. P. 306–313.
187. Caiola M.G., Pellegrini S. Lysis of *Oketqefuku" cgtwi kpguc* (Kütz.) by *Df gmqxkdt kq*-like bacteria // J. Phycol. 1984. № 20. P. 471–475.
188. Calomeni A., Rodgers J.H., Kinley C.M. Responses of *Planktothrix agardhii* and *Rugv f qmkt ej pgt kgn c'wmd ecr k c w* to copper sulfate (CuSO4 5H2O) and a chelated copper compound (Cutrine (R)-Ultra) // Water Air Soil Pollut. 2014. Vol. 225, № 12. P. 1–15.
189. Cannon R.E., Shane M.S., Whitaker J.M. Interaction of *Rnge/ wpgpo c" dqt {cpw* (Cyanophyceae) and the LPP-cyanophages in continuous culture // J. Phycol. 1976. № 12. P. 418–421.
190. Canter H.M. A guide to the fungi occurring on planktonic blue-green algae // Taxonomy and Biology of Blue-Green Algae. Madras, India : University of Madras, 1972. P. 145–159.
191. Canter H.M., Heaney S.I., Lund J.W. The ecological significance of grazing on planktonic populations of cyanobacteria by the ciliate *Pciuw/ w* // New Phytol. 1990. Vol. 114. P. 247–263.
192. Canter H.M., Lund J.W.G. Fungal parasites of the phytoplankton. II (Studies on British Chytrids, XII) // Ann. Bot. 1951. Vol. 15. P. 129–156.
193. Carline R.F., Brynildson O.M. Effects of Hydraulic Dredging on the Ecology of Native Trout Populations in Wisconsin Spring Ponds. Tech. Bull. No. 98. Madison : Wisconsin Dept. Nat. Res, 1977. 42 p.
194. Carmichael W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins: a review // J. Appl. Bacteriol. 1992. Vol. 72. P. 445–459.
195. Carpenter S.R., Christensen D.L., Cole J.J., Cottingham K.L., He X., Hodgson J.R., Kitchell J.F., Knight S.E., Pace M.L Biological con-

trol of eutrophication in lakes // Environ. Sci. Technol. 1995. Vol. 29, № 3. P. 784–786.

196. Carpenter S.R., Kitchell J.F., Hodgson J.R. Cascading trophic interactions and lake productivity // BioScience. 1985. Vol. 35. P. 634–639.

197. Carstensen E.L., Child S.Z., Crane C. et al. Lysis of cells in *Gracilaria* leaves by pulsed and continuous wave ultrasound // Ultrasound Med Biol. 1990. Vol. 6. P. 167–173.

198. Carvalho L., McDonald C., de Hoyos C. et al. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control // J. Appl Ecol. 2013. Vol. 50. P. 315–323.

199. Chan F., Pace M. L., Howarth R. W., Marino R. M. Bloom formation in heterocystic nitrogen-fixing cyanobacteria: the dependence on colony size and zooplankton grazing // Limnol. Oceanogr. 2004. Vol. 49. P. 2171–2178.

200. Chang S.C., Li C.H., Lin J.J. et al. Effective removal of *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR using nanosilicate platelets // Chemosphere. 2014. Vol. 99. – P. 49–55.

201. Chislock M.F., Sarnelle O., Jernigan L.M., Wilson A.E. Do high concentrations of microcystin prevent *Fragilaria* control of phytoplankton? // Water Research. 2013a. Vol. 47, № 6. P. 1961–1970.

202. Chislock M.F., Sarnelle O., Olsen B.K., Doster E., Wilson A.E. Large effects of consumer offense on ecosystem structure and function // Ecology. 2013b. Vol. 94, № 11. P. 2375–2380.

203. Choi H.J., Kim B.H., Kim J.D., Han M.S. *Ulva* as a control for the hazardous biom // Biological Control. 2005. Vol. 33. P. 335–343.

204. Chorus I., Wesseler E. Response of the phytoplankton community to therapy measures in a highly eutrophic urban lake (Schlachtensee, Berlin) // Verh. Int. Verein. Limnol. 1988. Vol. 23. P. 719–728.

205. Chorus I., Niesel V. Steps towards a statistical model to predict phytoplankton response to changes in trophic state // Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin. Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies / Eds. I. Chorus, I. Schauser. Berlin : Umweltbundesamt, 2011a. P. 106–139.

206. Chorus I., Niesel V. Phytoplankton species response to oligotrophication // Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin. Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies / Eds. I. Chorus, I. Schauser. Berlin : Umweltbundesamt, 2011b. P. 22–58.

207. Chorus I. Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Dessau : Umweltbundesamt, 2012. 147 p.

208. Churchill C.L. Brashier C.K., Limme, D. Evaluation of a Recreational Lake Rehabilitation Project. OWRR Comp. Rep. No. B-028-SDAK – Brookings: Water Resources Inst., South Dakota State University, 1975. 64 p.

209. Clasen J., Bernhardt H. Chemical methods of P-elimination in the tributaries of reservoirs and lakes // Schweiz. Z. Hydrol. 1987. Vol. 49. P. 249–259.

210. Codd G.A., Morrison L.F., Metcalf J.S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection // Toxicol. Appl. Pharmacol. 2005. Vol. 203. P. 264–272.

211. Cole G.T., Wynne M.J. Endocytosis of *Oke{u}cgtwi{p}quc* by *Qej{t}qo{p}pcu{f}cp{ke}c* // Journal of Phycology. 1974. Vol. 10. P. 397–410.

212. Comte K., Sabacka M., Carre-Mlouka A., Elster J., Komarek J. Relationships between the Arctic and the Antarctic cyanobacteria; three *Rj{q}to{f}kw*-like strains evaluated by a polyphasic approach // FEMS Microbiol Ecol. 2007. Vol. 59. P. 366–376.

213. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement / Eds. G.A. Moshiri. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. 656 p.

214. Cook W.L., Ahearn D.G., Reinhardt D.J., Reiber R.J. Blooms of an algophorous amoeba associated with *Cpcdcgpc* in a freshwater lake // Wat. Air Soil Pollut. 1974. Vol. 3. P. 71–80.

215. Cooke G.D., Carlson R.E. Reservoir Management for Water Quality and THM Precursor Control. Denver, CO: American Water Works Association Research Foundation (AWWARF), 1989. 387 p.

216. Cooke G.D., Welch E.B., Peterson S.A., Newroth P.R. Artificial circulation // Restoration and management of lakes and reservoirs. London : Lewis Publishers, 1993. P. 419–449.

217. Cooke G.D., Welch E.B., Martin A.B. et al. Effectiveness of Al, Ca and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes // Hydrobiologia. 1993. Vol. 253. P. 323–335.

218. Coral L.A., Zamyadi A., Barbeau B. et al. Oxidation of *Oke{u}cgtwi{p}quc* and *Cpcdcgpc{t}qu{c}swg* by ozone: impacts on cell integrity and chlorination by-product formation // Water Research. 2013. Vol. 47. P. 2983–2994.

219. Cornish B.J.P.A., Lawton L.A., Robertson P.K.J. Hydrogen peroxide enhanced photocatalytic oxidation of microcystin-LR using titanium dioxide // Applied Catalysis B: Environmental. 2000. Vol. 25, № 1. P. 59–67.

220. Cowell B.C., Dawes C.J., Gardiner W.E., Sceda S.M. The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida // *Hydrobiologia*. 1987. Vol. 148. P. 3–24.
221. Cullen P., Forsberg C. Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes // *Hydrobiologia*. 1988. Vol. 170, № 1. P. 321–336.
222. Daft M.J., Begg J., Stewart W.D. A virus of blue-green algae from fresh-water habitats in Scotland // *New Phytol.* 1970. № 69. P. 1029–1038.
223. Daft M.J., Burnham J.C., Yamamoto Y. Algal blooms: consequences and potential cures // *J. Appl. Bact.* 1985. P. 175–186.
224. Daft M.J., McCord S.B., Stewart W.D.P. Ecological studies on algal lysing bacteria in fresh waters // *Freshwater Biol.* 1975. Vol. 5. P. 577–596.
225. Daft M.J., Stewart W.D. Bacterial pathogens of freshwater blue-green algae // *New Phytol.* 1971. Vol. 70. P. 819–829.
226. Dakhama A., Delanoë J., Lavoie M.C. Isolation and identification of antialgal substances produced by *Rugwifqo qpccu" cgtwi kpquc* // *J. Appl. Phycol.* 1993. Vol. 5. P. 297–306.
227. Daly R.I., Ho L., Brookes J.D. Effect of chlorination on *Oletqe{uku" cgtwi kpquc* cell integrity and subsequent microcystin release and degradation // *Environ Sci Technol.* 2007. Vol. 41. P. 4447–4453.
228. Datta S., Jana B.B. Control of bloom in a tropical lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes // *J. Fish. Biol.* 1998. Vol. 53. P. 12–24.
229. Davis P., Dent M., Parker J., Reynolds C., Walsby A. The annual cycle of growth rate and biomass change *kp"Rrcpmqj tkz"spp.* in Blelham Tarn, English Lake District // *Freshwater Biol.* 2003. Vol. 48. P. 852–867.
230. Davis T.W., Gobler C.J. Grazing by mesozooplankton and microzooplankton on toxic and non-toxic strains of *Oletqe{uku* in the Transquaking River, a tributary of Chesapeake Bay // *J. Plankton Res.* 2011. Vol. 33, № 3. P. 415–430.
231. Davis T.W., Koch F., Marcoval M.A., Wilhelm S.W., Gobler C.J. Mesozooplankton and microzooplankton grazing during cyanobacterial blooms in the western basin of Lake Erie // *Harmful Algae*. 2012. Vol. 15. P. 26–35.
232. De Frank J., Putnam A.R. Screening procedures to identify soil-borne *Cevkpqo {egxu* that can produce herbicidal compounds // *Weed Sci.* 1985. № 33. P. 271–274.
233. De Julio M., Fioravante D.A., de Julio T.S. et al. A methodology for optimising the removal of cyanobacteria cells from a brazilian eutrophic water // *Braz. J. Chem. Eng.* 2010. Vol. 27. P. 113–126.
234. De Mott W.R. The role of competition in zooplankton succession // *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Berlin ; Heidelberg ; New York ; London ; Paris ; Tokyo : Springer-Verlag, 1989. P. 195–252.

235. De Mott W. R. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton // *Oecologia*. 1986. Vol. 69. P. 334–340.
236. De Mott W.R., Gulati R.D., Van Donk E. *Fcrjpk* food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria // *Limnol. Oceanogr.* 2001. Vol. 46. P. 2054–2060.
237. De Mott W.R., Moxter F. Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance // *Ecology*. 1991. Vol. 72. P. 1820–1834.
238. De Oliveira-Filho E.C., Lopes R.M., Paumgartten F.J. Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides // *Chemosphere*. 2004. Vol. 56. P. 369–374.
239. Demayo A., Taylor M.C., Taylor K.W. Effects of copper on humans, laboratory and farm animals, terrestrial plants, and aquatic life // *CRC Rev. Environ. Control*. 1982. Vol. 12. P. 183–255.
240. Diaz O.A., Reddy K.R., Moore P.A. Jr. Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration // *Water Res.* 1994. Vol. 28. P. 1755–1763.
241. Dickman M. Some effects of lake renewal on phytoplankton productivity and species composition // *Limnol. Oceanogr.* 1969. Vol. 14. P. 660–666.
242. Diehl S. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: theory // *Ecology*. 2002. Vol. 83. P. 386–398.
243. Digerfeldt G. The post-glacial development of Lake Trummen, regional vegetation history, water level changes, and paleolimnology // *Folia Limnol. Scand.* 1972. Vol. 16. P. 1–104.
244. Dillon P.J. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes // *Limnol. Ocean.* 1975. Vol. 20. P. 28–39.
245. Directive, 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Water Framework Directive 2000 // *Official Journal of the European Communities*, L 327/1. 22.12.2000.
246. Dittrich M.A., Dittrich T., Sieber I., Koschel R. balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake // *Water Res.* 1997. Vol. 31. P. 237–248.
247. Dittrich M., Koschel R. Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake // *Hydrobiologia*. 2002. Vol. 469. P.49–57.
248. Dokulil M., Teubner K. Deep living *Rrcpmqjtk."twdguegu* modulated by environmental constraints and climate forcing // *Hydrobiologia*. 2012. Vol. 698. P. 29–46.

249. Domaizon I., Devaux J. Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic villerest reservoir (France) // Aquatic Ecol. 1999. Vol. 33. P. 193–204.
250. Dong S., Li D. Comparative studies on the feeding selectivity of silver carp *J {rqrj vj cto kej vj {u'o qrkzk}* and bighead carp *Ctkakej vj {u'pqdk/ku}* // Journal of Fish Biology. 1994. Vol. 44. P. 621–626.
251. Dorigo U., Jacquet S., Humbert J.F. Cyanophage diversity inferred from g20 gene analysis in the largest natural French lakes, Lake Bourget, France // Appl. Environ. Microbiol. 2004. Vol. 70, № 2. P. 1017–1022.
252. Drábková M., Admiraal W., Maršálek B. Combined exposure to hydrogen peroxide and lights selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms // Environmental Science and Technology. 2007a. Vol. 41. P. 309–314.
253. Drábková M., Matthijs H.C.P., Admiraal W., Maršálek B. Selective effects of H₂O₂ on cyanobacterial photosynthesis // Photosynthetica. 2007b. Vol. 45. P. 363–369.
254. Dryden R.C., Wright J.C. Predation of cyanobacteria by protozoa // Can. J. Microbiol. 1987. Vol. 33. P. 471–482.
255. Dunalska J., Wisniewski G., Mientki C. Water balance as a factor determining the Lake Kortowskie restoration // Limnol. Rev. 2001. Vol. 1. P. 65–72.
256. Dunst R.C., Vennie J.G., Corey R.B., Peterson A.E. Effect of Dredging Lilly Lake, Wisconsin // USEPA-600/3-84-097. Corvallis, OR : USEPA, 1984. 4 p.
257. Edmondson W.T., Litt A. H. *Fcrjpk* in Lake Washington // Limnol. Oceanogr. 1982. Vol. 27. P. 272–293.
258. Edmondson W.T., Winberg G.G. eds. A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters // IBP Handbook № 17. Oxford, Edinburgh : Blackwell Scientific Publications, 1971. 358 p.
259. Edmondson W.T. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage // Science. 1970. Vol. 169, № 3946. P. 690–691.
260. Ekval M.K., Urrutia-Cordero P., Hansson L.-A. Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation // PloS one. 2014. Vol. 9, № 11. P. e112956.
261. Elser J.J., Goldman C.R. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status // Limnol. Oceanogr. 1991. Vol. 36. P. 64–90.
262. Engstrom-Ost J., Viitasalo M., Jonasdottir S., Repka S., Sivonen K., Koski M., Schmidt K. Calanoid copepods feed and produce eggs in the

presence of toxic cyanobacteria *Pqf wxtk "ur wo ki gpc* // Limnol. Oceanogr. 2002. Vol. 47, № 3. P. 878–885.

263. Ensign J.C., Wolfe R.S. Lysis of bacterial cell walls by an enzyme isolated from a *O{zqdcvgt* // J. Bact. 1965. Vol. 90. P. 395–402.

264. Evans M.S. The North American Great lakes: a Laurentian Great lakes focus // The lakes handbook. V. 2. Lake restoration and rehabilitation. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. P. 65–95.

265. Faassen E.J., Harkema L., Begeman L., Lürling M. First report of (homo)anatoxin-a and dog neurotoxicosis after ingestion of benthic cyanobacteria in the Netherlands // Toxicon. 2012. Vol. 60. P. 378–384.

266. Fabbro L.D. Duivenvoorden L.V. Profile of a bloom of the cyanobacterium *E{rnpftqur gto gruku"tceklqtunkk* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju in the Fitzroy River in tropical Central Queensland // Mar. Freshw. Res. 1996. Vol. 47. P. 685–694.

267. Fallon R.D., Brock T.D. Lytic organisms and photooxidative effects: Influence on blue-green algae (cyanobacteria) in lake Mendota, Wisconsin // Appl. Environ. Microbiol. 1979. Vol. 38. P. 499–505.

268. Fan J., Ho L., Hobson P., Brookes J. Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity // Water Res. 2013. Vol. 47. P. 5153–5164.

269. Fastner J., Abella S., Litt A. Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load-experiences from eight case studies // Aquat. Ecol. 2016. Vol. 50. P. 367–383.

270. Fiala L., Vasata P. Phosphorus reduction in a man-made lake by means of a small reservoir on the inflow // Arch. Hydrobiol. 1982. Vol. 94. P. 24–37.

271. Fialkowska E., Pajdak-Stos A. Dependence of cyanobacteria defense mode on grazer pressure // Aquatic Microbial Ecology. 2002. Vol. 27. P. 149–157.

272. Field J.A., Reed R.L., Sawyer T.E. et al. Diuron occurrence and distribution in soil and surface and ground water associated with grass seed production // J. Environ. Qual. 2003. Vol. 32. P. 171–179.

273. Fischer M.G., Suttle C.A. A virophage at the origin of large DNA transposons // Science. 2011. Vol. 332. P. 231–234.

274. Forlin L., Norrgren L. Physiological and morphological studies of feral perch before and after remediation of a PCB contaminated Lake: Jarnsjon // Ambio. 1998. Vol. 27, № 5. P. 418–424.

275. Foy R.H. Suppressions of phosphorus release from lake sediments by the addition of nitrate // Water Res. 1986. Vol. 20. P. 1345–1351.

276. Fraleigh P.C., Burnham J.C. Myxococcal predation on cyanobacterial populations: nutrient effects // Limnol. Oceanogr. 1988. Vol. 33. P. 476–483.

277. Francko D.A., Taylor S.R., Thomas B.J., McIntosh D. Effect of low-dose ultrasonic treatment on physiological variables in *Cpdcgpc"nqu/cswcg* and *Ugpgciutwo "ecrtkeqtpwwo* // Biotechnol Lett. 1990. Vol. 12. P. 219–224.
278. Francko D.A., Al-Hamdani S., Joo G.-J. Enhancement of nitrogen fixation in *Cpdcgpc"nqu/cswcg* (Cyanobacteria) via low-dose ultrasonic treatment // J. Appl. Phycol. 1994. Vol.6. P. 455–458.
279. Frenkel V., Kimmel E., Iger Y. Ultrasound-induced cavitation damage to external epithelia of fish skin // Ultrasound in Medicine and Biology. 1999. Vol. 25. P. 1295–1303.
280. Fuhrman J. A. Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects // Nature. 1999. № 399. P. 541–548.
281. Fujiki M., Tajima S. The pollution of Minamata Bay and the neighbouring sea by factory wastewater containing mercury // New Methods in Environmental Chemistry and Toxicology. Int. Symp. On Ecol. Chem / Eds. F. Coulston, F. Korte, M. Goto. Totsuka, Tokyo : International Academic Printing Co., Susono, 1973. P. 217–229.
282. Fulton III R.S., Paerl H.W. Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Oketq/ef{uku'cgtwi lpquc*) blooms // Limnol. Oceanogr. 1987. Vol. 32. P. 634–644.
283. Fundamentals of Urban Runoff Management: Technical and Institutional Issues / R.R. Horner, J.J. Skupien, E.H. Livingston, H.E. Shaver. Washington, DC : Terrene Institute, 1994. 302 p.
284. Gächter R. Die Tiefenwasserableitung, ein Weg zur Sanierung von Seen // Schweiz. Z. Hydrol. 1976. Vol. 38. P. 1–28.
285. Garcia-Pichel F., Nuübel U., Muyzer G. The phylogeny of unicellular, extremely halotolerant cyanobacteria // Archives of Microbiology. 1998. Vol. 169. P. 469–482.
286. Gasperino A.F., Beckwith M.A., Keizur G.R. et al. Medical Lake improvement project: Success story // Restoration of Lakes and Inland Waters. USEPA 440/5-81-010. Corvallis, OR : USEPA, 1980. P. 424–428.
287. George C., Tobiessen P., Snow P., Jewell T. The Monitoring of the Restorational Dredging of Collins Lake, Scotia, New York. Final Project Report. Grant No. R804572. Corvallis, OR : USEPA, 1981. 3 p.
288. Ger K.A., Panosso R., Lurling M. Consequences of acclimation to" *Oketqefuku* on the selective feeding behavior of the calanoid copepod *Gwfk/crwgo vu'i tcektu* // Limnol. Oceanogr. 2011. Vol. 56, № 6. P. 2103–2114.
289. Ger K.A., Urrutia-Corderom P., Frost P.C., L.A. Hansson The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world // Harmful Algae. 2016. Vol. 54. P. 128–144.
290. Gerphagnon M., Latour D., Colombet J., Sime-Ngando T. Fungal parasitism: life cycle, dynamics and impact on cyanobacterial blooms // PloS one. 2013. Vol. 8, №. 4. P. 60894.

291. Gerphagnon M., MacArthur D.J., Latour D., Gachon C.M., Van Ogtrop F., Gleason F.H., Sime-Ngando T. Microbial players involved in the decline of filamentous and colonial cyanobacterial blooms with a focus on fungal parasitism // *Environ. Microbiol.* 2015. Vol. 17, № 8. P. 2573–2587.
292. Ghadouani A., Pinel-Alloul B., Prepas E. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities // *Freshw. Biol.* 2003. Vol. 48. P. 363–381.
293. Giacomazzi S., Cochet N. Environmental impact of diuron transformation: a review // *Chemosphere.* 2004. Vol. 56. P. 1021–1032.
294. Gibbons H.L. Jr., Funk W.H. A Few Pacific Northwest Examples of Short-Term Lake Restoration Successes and Potential Problems with Some Techniques // *Lake Restoration and Management, Second Annual Conference NALMS / USEPA-440/5-83-001.* Washington, D.C. : USEPA, 1983. P. 4–7.
295. Gilbert J.J. Differential effects of *Cpdcgpc*"~~cHk~~*pk*u on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications // *Ecology.* 1990. Vol. 71. P. 1727–1740.
296. Gliwicz Z.M. Food thresholds and body size in cladocerans // *Nature.* 1990. Vol. 343. P. 638–640.
297. Gnirss R., Lesjean B., Adam C., Buisson H. Cost effective and advanced phosphorus removal in membrane bioreactors for a decentralised wastewater technology // *Water Sci. Technol.* 2003. Vol. 47, № 12. P.133–139.
298. Golterman H.L. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters // *IBP Handbook.* № 8. Oxford, U.K : Blackwell Scientific, 1969. 172 p.
299. Gong L.Y., Wang X.L., Li Y.B., Zhang C.S., Liang S.K., Zhu C.J. Isolation and purification of phenazine pigments produced by *Rugwf qo qpcu*"*cgtwi kpu*c and its effects on the growth of red tide organisms // *J. Fudan. Univ.* 2004. Vol. 43, № 4. P. 494–499.
300. Govaert E., Vanderstukken M., Muylaert K. Evaluatie van Effecten van Ultrasonie Straling op Het Ecosysteem. Kortrijk, Belgium : KU Leuven Kortrijk, 2007. 20 p. (In Dutch)
301. Gulati R.D., Pires L.M.D., Van Donk E. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures // *Limnologia.* 2008. Vol. 38. P. 233–247.
302. Gullbring P., Hammar T., Helgee A. et al. Remediation of PCB contaminated sediments in Lake Jarnsjon: investigations, considerations and remedial actions // *Ambio.* 1998. Vol. 27, № 5. P. 374–384.
303. Gumbo R.J., Ross G., Cloete E.T. Biological control of *Oketq/efunku* dominated harmful algal blooms // *African J. Biotech.* 2008. Vol. 7, № 25. P. 4765–4773.

304. Gustafsson S., Hultberg M., Figueroa R.I. On the control of HAB species using low biosurfactant concentrations // Harmful Algae. 2009. Vol. 8, № 6. – P. 857–863.
305. Ha K., Jang M.H., Takamura N. Colony formation in planktonic algae induced by zooplankton culture media filtrate // J. Freshw. Ecol. 2004. Vol. 19. P. 9–16.
306. Hammer D.A. Creating Freshwater Wetlands. 2nd ed. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1997. 406 p.
307. Hansen J., Reitzel K., Jensen H., Andersen F. Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake // Hydrobiologia. 2003. Vol. 492. P. 139–149.
308. Hansson L.A., Gustafsson S., Rengefors K., Bromark L. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition // Freshw. Biol. 2007. Vol. 52. P. 1290–1301.
309. Hao H., Wu M., Chen Y. et al. Cavitation mechanism in cyanobacterial growth inhibition by ultrasonic irradiation // Colloids and Surfaces B: Biointerfaces. 2004a. Vol. 33. P. 151–156.
310. Hao H., Wu M., Chen Y. et al. Cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation at 20 kHz and 1.7 MHz // J. Environ. Sci. Heal. A. 2004b. Vol. 39. P. 1435–1446.
311. Harmful cyanobacteria / Eds. J. Huisman, H.C.P. Matthijs, P.M. Visser. Dordrecht : Springer, 2006. 243 p.
312. Haslauer J.Jr., Moog O., Pum M. The effect of sewage removal on lake water quality (Fuschlsee, Salzburg, Austria) // Arch. Hydrobiol. 1984. Vol. 101. P. 113–134.
313. Hawkins P., Lampert W. The effect of *Fcrjpkc* body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous cyanobacterium // Limnol. Oceanogr. 1989. Vol. 34. P. 1084–1089.
314. Hawkins P.R., Griffiths D.J. Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton // Hydrobiologia. 1993. Vol. 254. P. 169–181.
315. Haynes R.C. Some ecological effects of artificial circulation on a small eutrophic lake with particular emphasis on phytoplankton // Hydrobiologia. 1973. Vol. 43. P. 463–504.
316. He X., Pelaez M., Westrick J.A. et al. Efficient removal of microcystin-LR by UV-C/H₂O₂ in synthetic and natural water samples // Water Research. 2012. Vol. 46. P. 1501–1510.
317. Hehmann A., Kaya K., Watanabe M.M. Selective control of *Oketqefunku* using an amino acid—a laboratory assay // J. Appl. Phycol. 2002. Vol. 14. P. 85–89.
318. Heinzman B. Improvement of the surface water quality in the Berlin region // International Association on Water Quality. Proceedings of

19th Biennial Int. Conference. Vancouver, B.C., Canada : IWA Publishing, 1998. P. 187–197.

319. Heinzman B., Chorus I. Restoration concept for Lake Tegel, a major drinking and bathing water resource in a densely populated area // Environ. Sci. Technol. 1994. Vol. 28. P. 1410–1416.

320. Henga L., Juna N., Wen-jieb H., Guibai L. Algae removal by ultrasonic irradiation–coagulation // Desalination. 2009. Vol. 239, № 1–3. P. 191–197.

321. Heo W.M., Kim B. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir // Hydrobiologia. 2004. Vol. 524. P. 229–239.

322. Hindak F., Trifonova I.S. Morphology and ecology of three *Nko / pqvjtk* species (Cyanophyta) from the hypolimnion of highly eutrophic lake in Latvia, USSR // Biologia (Bratislava). 1989. № 1. P. 1–11.

323. Ho T.S.S., Alexander M. The feeding of amebae on algae in culture // J. Phycol. 1974. Vol. 10, № 1. P. 95–100.

324. Holdren C., Jones W., Taggart J. Managing lakes and reservoirs.. Madison, Wis. : N. Amer. Lake Management Soc. and Terrene Inst., 2001. 381 p.

325. Holm E.R., Stamper D.M., Brizzolara R.A. et al. Sonication of bacteria, phytoplankton and zooplankton: application to treatment of ballast water // Mar. Pollut. Bull. 2008. Vol. 56. P. 1201–1208.

326. Holt R.D., Polis G.A. A theoretical framework for intraguild predation // American Naturalist. 1997. Vol. 149. P. 745–764.

327. Hong Y., Burford M.A., Ralph P.J., Udy J.W., Doblin M.A. The cyanobacterium *E{rkpf tqur gto qruki"tcekdqtunkk* is facilitated by copepod selective grazing // Harmful Algae. 2013. Vol. 29. P. 14–21.

328. Horn E. Hudson River – PCB study description and detailed work plan. New York : State Department of Environmental Conservation, 1977. 23 p.

329. Hoyer O., Clasen J. The application of new technologies in the water treatment process of a modern waterworks // Water Sci Technol. 2002. Vol. 2. P. 63–69.

330. Hu H., Hong Y. Algal-bloom control by allelopathy of aquatic macrophytes // Front. Environ. Sci. Engin. China. 2008. Vol. 2, № 4. P. 421–438.

331. Hua M., Fuyi C., Zhiquan L., Zhenqiang F., Wenjie H., Peijun Y. Effect of filter-feeding fish silver carp on phytoplankton species and size distribution in surface water : a field study in water works // Journal of Environmental Sciences. 2010. Vol. 22 (2). P. 161–167.

332. Huallachain D.O., Fenton O. Barley (*J qtf gwø "xwi ctg*)-induced growth inhibition of algae : a review // J. Appl. Phycol. 2010. Vol. 22. P. 651–658.

333. Hudnell H.K., Jones C., Labisi B. et al. Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC) // Harmful Algae. 2010. Vol. 9. P. 208–217.
334. Huisman J., Sharples J., Stroom J.M. et al. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species // Ecology. 2004. Vol. 85. P. 2960–2970.
335. Huisman J., Jonker R.R., Zonneveld C., Weissing F.J. Competition for light between phytoplankton species : experimental tests of mechanistic theory // Ecology. 1999. Vol. 80. P. 211–222.
336. Huisman J., Weissing F.J. Competition for nutrients and light in a mixed water column: a theoretical analysis // Am Nat. 1995. Vol. 146. P. 536–564.
337. Hupfer M., Hilt S. Lake Restoration // Encyclopedia of Ecology / Eds. Jørgensen S.E., Fath B.D. Amsterdam : Elsevier, 2008. P. 2080–2093.
338. Hupfer M., Pothig R., Bruggemann R., Geller W. Mechanical resuspension of autochthonous calcite (seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake // Water Res. 2000. Vol. 34. P. 859–867.
339. Huston J. Hydraulic, Dredging: Theoretical and Applied. Cambridge, MD. : Cornell Maritime Press, 1970. 318 p.
340. Ibelings B.W., Maberly S.C. Photoinhibition and the availability of inorganic carbon restrict photosynthesis by surface blooms of cyanobacteria // Limnology and Oceanography. 1998. Vol. 43. P. 408–419.
341. Ibelings B.W., Kroon B., Mur L.R. Acclimation of photosystem II in a cyanobacterium and a eukaryotic green alga to high and fluctuating photosynthetic photon flux densities, simulating light regimes induced by mixing in lakes // New Phytol. 1994. Vol. 128. P. 407–424.
342. Ibelings B.W., Backer L.C., Kardinaal W.E.A., Chorus I. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe // Harmful Algae. 2014. Vol. 40. P. 63–74.
343. Ibelings B.W., Fastner J., Bormans M., Visser P.M. Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control: Editorial to a CYANOCOST Special Issue // Aquat. Ecol. 2016. Vol. 50. P. 327–331.
344. Ibelings B.W., Mur L.R., Kinsman R., Walsby A.E. Microcystis aeruginosa changes its buoyancy in response to the average irradiance in the surface mixed layer // Arch. Hydrobiol. 1991. Vol. 120. P. 385–401.
345. Imamura N., Motoike I., Nod M., Adach K., Konno A., Fukami H. Argimicin A, a novel anticyanobacterial compound produced by an algae-lysing bacterium // Journal of Antibiotics. 2000. Vol. 53. P. 1317–1319.
346. Imamura N., Motoike I., Shimada N., Nishikori M., Morisaki H., Fukami H. An efficient screening approach for anti-*Okefuku* compounds based on knowledge of aquatic microbial ecosystem // Journal of Antibiotics. 2001. Vol. 54. P. 582–587.

347. In the mirror of a lake. Peipsi and IJsselmeer for mutual reference / M. van Eerden, H. Bos, L. van Hulst (eds.). Lelystad : Rijkswaterstaat, 2007. 283 p.

348. Iredale R.S., McDonald A.T., Adams D.G. A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of barley straw in cyanobacterial growth control // Water Research. 2012. Vol. 46. P. 6095–6103.

349. Iredale R.S., McDonald A.T., Adams D.G. A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of barley straw in cyanobacterial growth control // Water Research. 2012. Vol. 46. P. 6095–6103.

350. Istvanovics V., Clement A., Somlyódy L., Specziar A., G-Toth L., Padisak J. Updating water quality targets for shallow lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication // Hydrobiologia. 2007. Vol. 581, № 1. P. 305–318.

351. Iwami M., Nakayama O., Terano H., Kohsaka M., Aoki H., Imanaka H. A new immunomodulator, FR-900494: taxonomy, fermentation, isolation, and physico-chemical and biological characteristics // J. Antibiot. 1987. Vol. 40. P. 612–622.

352. James T.Y., Letcher P.M., Longcore J.E., Mozley-Standridge S.E., Porter D., Powell M.J., Griffith G.W., Vilgalys R. A molecular phylogeny of the flagellated fungi (Chytridiomycota) and description of a new phylum (Blastocladiomycota) // Mycologia. 2006. Vol. 98, № 6. P. 860–871.

353. Jančula D., Maršálek B. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms // Chemosphere. 2011a. Vol. 85. P. 1415–1422.

354. Jančula D., Maršálek B. Seven years from the first application of polyaluminium chloride in the Czech Republic-effects on phytoplankton communities in three water bodies // Chem Ecol. 2011b. Vol. 28. P. 535–544.

355. Jarvis A.C., Hart R.C., Combrink S. Zooplankton feeding on size fractionated *Okeetza* colonies and *Ejrtgnc* in a hypereutrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa): implications to resource utilization and zooplankton succession // J. Plankton Res. 1987. Vol. 9. P. 1231–1249.

356. Jassim S.A.A., Limoges R.G. Impact of external forces on cyanophage–host interactions in aquatic ecosystems // World J. Microbiol. Biotechnol. 2013. Vol. 29, № 10. P. 1751–1762.

357. Jensen H.S., Andersen F.Ø. Importance of temperature, nitrate, and pH for P release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes // Limnol. Oceanogr. 1992. Vol. 37. P. 577–589.

358. Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O., Olrik K. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability

and conclusions // Biomanipulation Tool for Water Management. Dordrecht : Springer, 1990. P. 219–227.

359. Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P. et al. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies // Freshw. Biol. 2005. Vol. 50. P. 1747–1771.

360. Jeppesen E., Søndergaard M., Meerhoff M., Lauridsen T.L., Jensen J.P. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead // Hydrobiologia. 2007. Vol. 584. P. 239–252.

361. Johnston C.A. Sediment and nutrient retention by fresh water wetlands — effects on surface water quality // Crit. Rev. Environ. Control. 1991. Vol. 21. P. 491–565.

362. Jones C.A., Welch E.B. Internal phosphorus loading related to mixing and dilution in a dendritic, shallow prairie lake // J. Water Pollut. Cont. Fed. 1990. Vol. 62. P. 847–852.

363. Jones G.J., Orr P.T. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay // Water Res. 1994. Vol. 28. P. 871–876.

364. Jost B., Leumann P., Liechti P., Stadelmann P. Restoration of eutrophied Swiss lakes // Eur Water Manag. 1991. Vol. 1, № 1. P. 31–41.

365. Joyce E.M., Wu X., Mason T.J. Effect of ultrasonic frequency and power on algae suspensions // Journal of Environmental Science and Health, Part A – 2010. Vol. 45. P. 863–866.

366. Jung S.W., Lee J.H., Han M.S. Algicidal effect of *Rugvŏŏ qpcu'' hmqŏt gueŏpu* against *Ugrj cpqŏ kŏewu''j cpŏuej kk* (Bacillariophyceae) during winter freshwater blooms: Biological impact of algicidal activity in mesocosms // J. Biotechnol. 2008. Vol. 136. P. 636

367. Junŏ E., Visser P.M., Stroom J., Mur L.R. Artificial mixing to reduce growth of the blue-green alga *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: the design of the aeration system and an overview of 6 years experience // Wat. Sci. Technol. Water. Supply. 2001. Vol. 1. P. 17–23.

368. Kadlec R.H., Knight R.L. Treatment Wetlands. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1996. 893 p.

369. Kardinaal E., De Haan M., Ruiter H. Maatregelen ter voorkoming blauwalgen werken onvoldoende // H₂O. 2008. Vol. 7. P. 4–7 (In Dutch).

370. Kardinaal W.E.A. Who's bad? Molecular identification reveals seasonal dynamics of toxic and non-toxic freshwater cyanobacteria // Dissertation – Universiteit van Amsterdam, 2007. 155 p.

371. Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L. et al. Reduction of nutrient loading, planktivore removal and piscivore stocking as tools in water

quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project // *Limnologica*. 2003. Vol. 33. P. 190–204.

372. Kay S.H., Quimby P.C., Jr., Ouzts J.D. Hydrogen peroxide: a potential algaecide for aquaculture // *Proceedings Southern weed science society (new perspectives in weed science)*. Cleveland, MS : Delta State University, 1982. P. 275–289.

373. Kaya K., Sano T. Algicidal compounds in yeast extract as a component of microbial culture media // *Phycologia*. 1996. Vol. 35. P. 117–119.

374. Kaya K., Sano T. Algicidal compounds in yeast extract as a component of microbial culture media // *Phycologia*. 1996. Vol. 35. P. 117–119.

375. Keenan L.W., Lowe E.F. Determining ecologically acceptable nutrient loads to natural wetlands for water quality improvement // *Water Sci. Technol.* 2001. Vol. 44. P. 289–294.

376. Kekuda P.T.R., Shobha K.S., Onkarappa R. Potent insecticidal activity of two *Utgrvo fegu* species isolated from the soils of Western ghats of Agumbe, Karnataka // *Journal of Natural Pharmaceuticals*. 2010. Vol. 1(1). P. 30–32

377. Kennedy R.H., Cook G.D. Control of lake phosphorus with aluminum sulfate: Dose determination and application techniques // *Water Resour. Bull.* 1983. Vol. 18. P. 389–395.

378. Kennedy G., Mayer T. Natural and constructed wetlands in Canada: An overview // *Water Qual. Res. J. Canada*. 2002. Vol. 37. P. 295–326.

379. Kim H.-S., Hwang S.-J., Shin J.-K., An K.-G., Yoon C.G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir // *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 581. P. 255–267.

380. Kirk K.L., Gilbert J.J. Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria // *Ecology*. 1992. Vol. 73. P. 2208–2217.

381. Klapper H. Technologies for lake restoration // *Journal of Limnology*. 2003. Vol. 62, № 1. P. 73–90.

382. Kleeberg A., Kohl J.G. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany) // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 394. P. 153–161.

383. Klein G. Ecodynamic changes in suburban lakes in Berlin (FRG) during the restoration process after phosphate removal // *Ecodynamics. Contributions to Theoretical Ecology*. New York : Springer-Verlag, 1988. P. 138–145.

384. Knight R.L., Payne V.W.E., Jr., Borer R.E. et al. Constructed wetlands for livestock wastewater management // Ecol. Eng. 2000. Vol. 15. P. 41–56.
385. Knoppert P.L., Rook J.J., Hofker T., Oskan G. Destratification experiments at Rotterdam // J. Am. Water Works Assoc. 1970. Vol. 62. P. 448–454.
386. Kodani S., Imoto A., Mitsutani A., Murakami M. Isolation and identification of the antialgal compound, harmaline (1-methyl- β -carboline), produced by the algicidal bacterium, *Rugwf qo qpcu* sp. K44-1 // J. Appl. Phycol. 2002. Vol. 14. P. 109–114.
387. Kohler J., Hilt S., Adrian R. et al. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading // Freshwater Biology. 2005. Vol. 50, № 10. P. 1639–1650.
388. Kolmakov V.I. Methods for prevention of mass development of the cyanobacteria *Olet qe fuku "cgt wi qpuc* Kütz. emend. Elenk. in aquatic systems // Microbiology. 2006. Vol. 75. P. 149–153.
389. Koski-Vähälä J., Hartikainen H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment // J. Environ. Qual. 2001. Vol. 30. P. 960–966.
390. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes // Glob Change Biol. 2012. Vol. 18. P. 118–126.
391. Kovacic D.A., David M.B., Gentry L.E. et al. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage // J. Environ. Qual. 2000. Vol. 29. P. 1262–1274.
392. Kreutzer C., Lampert W. Exploitative competition in differently sized *Fcrjpk* species: a mechanistic explanation // Ecology. 1999. Vol. 80. P. 2348–2357.
393. Kromkamp J., Konopka A., Mur L.R. Buoyancy regulation in light-limited continuous cultures of *Olet qe fuku cgt wi qpuc* // J. Plankton Res. 1988. Vol. 10. P. 171–183.
394. Kurmayer R., Jüttner F. Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Rwpmqvj tkz "twlduegpu* in Lake Zürich // J. Plankton Res. 1999. Vol. 21, № 4. P. 659–683.
395. Kuster C.J., Von Elert E. Interspecific differences between *F0' rwgz* and *F0b cipc* in tolerance to cyanobacteria with protease inhibitors // PLoS ONE. 2013. Vol. 8, № 5. e62658.
396. La Scola B., Desnues C., Pagnier I., Robert C. et al. The viroplasm as a unique parasite of the giant mimivirus // Nature. 2008. Vol. 455. P. 100–104.
397. Lackey R.T. // Response of physical and chemical parameters to eliminating thermal stratification in a reservoir // Water Res. Bull. 1972. Vol. 8. P. 589–599.

398. Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry / Ed. T. Nõges. Tartu : Sulemees Publ., 2001. 163 p.
399. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation / Ed. H. Sas. St. Augustin : Academia Verlag Richardz GmbH, 1989. 286 p.
400. Lampert W. Toxicity of the blue-green *Oke{qef{uku"cg{wi l{pquc*: effective defence mechanism against grazing pressure by *Fcrj{pk* // Verh. Int. Ver. Limnol. 1981. Vol. 21. P. 1436–1440.
401. Laybourn-Parry J., Jones K., Holdich J.P. Grazing by *Oc{qt gmc*" sp. (protozoa: Sarcodina) on cyanobacteria // Funct. Ecol. 1987. Vol. 1. P. 99–104.
402. Lazareva L.P., Omarov M.O., Lezina A.N. Feeding and growth of the bighead, *Ctkakej yj {u'pqdkku*, in the waters of Dagestan // J. Ichthyol. 1977. Vol. 17. P. 65–71.
403. Lee S.O., Kato J., Takiguchi N., Kuroda A., Ikeda T., Mitsutani A., Ohtake H. Involvement of an extracellular protease in algicidal activity of the marine bacterium *Rugwf qcngt qo qpcu"ur0* strain A28 // Appl. Environ. Microbiol. 2000. Vol. 66, № 10. P. 4334–4339.
404. Lee T.J., Nakano K., Matsumara M. A novel strategy for cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation // Water Sci Technol. 2002. Vol. 46. P. 207–215.
405. Lee T.J., Nakano K., Matsumara M. Ultrasonic irradiation for blue-green algae bloom control // Environ Technol. 2001. Vol. 22. P. 383–390.
406. Lehman J.T. Understanding the role of induced mixing for management of nuisance algal blooms in an urbanized reservoir // Lake Reserv Manage. 2014. Vol. 30. P. 63–71.
407. Lelkova E., Rulik M., Hekera P. et al. The influence of the coagulant PAX-18 on *Rrcpmqyj tk"ci ct{jj kk* bloom in a shallow eutrophic fishpond // Fottea. 2008. Vol. 8. P. 147–154.
408. Lembke W.D., Mitchell J.K., Fehrenbacher J.B. et al. Dredged Sedimen for Agriculture: LakeParadise // Res. Rept. № 175. Champaign-Urbana : Water Resources Center, University of Illinois, 1983. 58 p.
409. Lewis M.A., Weber D.E., Stanley R.S., Moore J.C. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton // Environ. Pollut. 2001. Vol. 115. P. 161–171.
410. Li D., Hayes P.K. Evidence for cyanophages active against bloom-forming freshwater cyanobacteria // Freshwater Biol. 2008. Vol. 53, № 6. P. 1240–1252.
411. Li L., Shao C., Lin T.-F. et al. Kinetics of cell inactivation, toxin release, and degradation during permanganation of *Oke{qef{uku"cg{wi l{pquc* // Environ Sci Technol. 2014. Vol. 48. P. 2885–2892.

412. Lieberman M.D. Use of silver carp (*J {rq rj yj cwo lej yj {u'o qrk tkz}*) and bighead carp (*Ctknkej yj {u"pq dktu}*) for algae control in a small pond: changes in water quality // J. Freshwater Ecol. 1996. Vol. 11. P. 391–397.
413. Lockert C.K., Hoagland K.D., Siegfried B.D Comparative sensitivity of freshwater algae to atrazine // Bull. Env. Contam. Toxicol. 2006. Vol. 76. P. 73–79.
414. Lorenzen M., Mitchell R. Theoretical effects of artificial destratification on algal production in impoundments // Environ. Sci. Technol. 1973. Vol. 7. P. 939–944.
415. Lu M., Xie P., Tang H.J., Shao Z.J., Xie L.Q. Experimental study of trophic cascade effect of silver carp (*J {rq rj yj cwo lej yj {u'o qrk tkz}*) in a subtropical lake, Lake Donghu: on plankton community and underlying mechanisms of changes of crustacean community // Hydrobiologia. 2002. Vol. 487. P. 19–31.
416. Lund J.W.G. The ecology of algae and waterworks practice // Proc. Soc. Water Treat. Exam. 1955. Vol. 4. P. 83–109.
417. Lürling M., Van Der E. Grinten Life-history characteristics of *Fcrjpk* exposed to dissolved microcystin-LR and to the cyanobacterium *Oketqe{uku" cgtwi kpuq* with and without microcystins // Environ. Toxicol. Chem. 2003. Vol. 22. P. 1281–1287.
418. Lürling M., van Oosterhout F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation // Water Research. 2013a. Vol. 47. P. 6527–6537.
419. Lürling M., Faassen E.J. Dog poisonings associated with a *Oketqe{uku" cgtwi kpuq* bloom in the Netherlands // Toxins. 2013b. Vol. 5. P. 556–567.
420. Lürling M., Tolman Y. Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? // Water Research. 2014a. Vol. 66. P. 361–373.
421. Lürling M., van Oosterhout F. Effect of selected plant extracts and D- and L-lysine on the cyanobacterium *Oketqe{uku" cgtwi kpuq* // Water. 2014b. Vol. 6. P. 1807–1825.
422. Lürling M., Meng D., Faassen E.J. Effects of hydrogen peroxide and ultrasound on biomass reduction and toxin release in the cyanobacterium, *Oketqe{uku" cgtwi kpuq* // Toxins. 2014c. Vol. 6. P. 3260–3280.
423. Lürling M., Waajen G., de Senerpont Domis L.N. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria // Aquat. Ecol. 2016. Vol. 50. P. 499–519.
424. Lynch M. *Crj cpk qo gpq* blooms: alternate control and cultivation by *Fcrjpk "rwgz* // Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp. 1980. Vol. 28. P. 299–304.
425. Macioszek B., Szczukocki D., Dziegiec J. Inhibition of the growth of *Oketqe{uku" cgtwi kpuq* by phenolic allelo-chemicals from

aquatic macrophytes or decomposed barley straw. Boca Raton : CRC Press, Taylor & Francis Group, 2010. P. 485–489.

426. Mackenthun K.M., Brossman M.W., Kohler J.A., Terrell C.R. Approaches for mitigating the kepone contamination in the Hopewell / James River area of Virginia // Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Proc. 4th U.S./Japan Experts Meeting. USEPA-600/3-79-102 / Eds. S.A. Peterson, K.K. Randolph. Corvallis, OR : USEPA, 1979. P. 241–260.

427. Magnusson M., Heimann K., Quayle P., Negri A.P. Additive toxicity of herbicide mixtures and comparative sensitivity of tropical benthic microalgae // Mar. Pollut. Bull. 2010. Vol. 60. P. 1978–1987.

428. Manage P.M., Kawabata Z., Nakano S. Dynamics of cyanophage-like particles and algicidal bacteria causing *Oketqefunku'cgtwi kpq/uc* mortality // Limnology. 2001. № 2. P. 73–78.

429. Manage P.M., Kawabata Z., Nakano S. Seasonal changes in densities of cyanophage infectious to *Oketqefunku'cgtwi kpquc* in a hyper-eutrophic pond // Hydrobiologia. 1999. № 411. P. 211–216.

430. Maršálek B., Jančula D., Marsalkova E. et al. Multimodal action and selective toxicity of zerovalent iron nanoparticles against cyanobacteria // Environ Sci Technol. 2012. Vol. 46. P. 2316–2323.

431. Martin E.L. Biological control of blue-green algae. National Technical Information Service Report PB-288. Nebraska, 1976. P. 311.

432. Martin E.L., Tyler A.K. Cyanophages // Encyclopedia of Virology, Vol. 1. 2-nd edition / A. Granoff, R. G. Webster, Eds. London : Academic Press, 1999. P. 324–332.

433. Martin M.D., Mackie G.L., Baker M.A. Acute toxicity tests and pulsed-dose delayed mortality at 12 and 22C in the zebra mussel (*Ft gkaugpc"rqrf o qtrj c*) // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1993. Vol. 24. P. 389–398.

434. Mastin B.J., Rodgers J.H. Toxicity and bioavailability of copper herbicides (clearigate, cutrine-plus and copper sulfate) to freshwater animals // Arch Environ Contam Toxicol. 2000. Vol. 39. P.445–451.

435. Matsubara M. The improvement of water quality at Lake Kasumigaura by the dredging of polluted sediments // Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Proc. 4th U.S./Japan Experts Meeting. USEPA-600/3-79-102 / Eds. S.A. Peterson, K.K. Randolph. Corvallis, OR : USEPA, 1979. P. 11–30.

436. Matthijs H.C.P., Jančula D., Visser P.M., Maršálek B. Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation // Aquat Ecol. 2016. Vol. 50. P. 443–460.

437. Matthijs H.C.P., Visser P.M., Reeze B. et al. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide // Water Research. 2012. Vol. 46. P. 1460–1472.

438. McBride G.B., Pridmore R.D. Prediction of [chlorophyll a] in impoundments of short hydraulic retention time: Mixing effects // Verh. Int. Verein. Limnol. 1988. Vol. 23. P. 832–836.

439. McDowell R.W., Sharpley A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land // Sci. Rural Environ. 2001. Vol. 278. P. 113–125.

440. McKnight D.M., Chisholm S.W., Harleman D.R.F. CuSO₄ treatment of nuisance algal blooms in drinking water reservoirs // Env. Management. 1983. Vol. 7, № 4. P. 311–320.

441. McKnight D. Chemical and biological processes controlling the response of a fresh water ecosystem to copper stress: a field study of the CuSO₄ treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts // Limnol. Oceanogr. 1981. Vol. 26. P. 518–531.

442. Merel S., Walker D., Chicana R., Snyder Sh., Baurès E., Thomas O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins // Environment International. 2013. Vol. 59. P. 303–327.

443. Middelboe M., Jacquet S., Weinbauer M. Viruses in freshwater ecosystems: an introduction to the exploration of viruses in new aquatic habitats // Freshwater Biol. 2008. № 53. P. 1069–1075.

444. Mitrovic S.M., Howden C.G., Bowling L.C., Buckney R.T. Unusual allometry between in situ growth of freshwater phytoplankton under static and fluctuating light environments: possible implications for dominance // J. Plankton Res. 2003. Vol. 25. P. 517–526.

445. Moore C.T., Kellerman K.F. Copper as an algicide and disinfectant in water supplies. Washington : United States Government Printing Office, 1905. 55 p.

446. Moore P.A., Jr., Miller D.M. Decreasing phosphorus solubility in poultry litter with aluminum, calcium and iron amendments // J. Environ. Qual. 1994. Vol. 23. P. 325–330.

447. Moore P.A., Jr., Daniel T.C., Edwards D.R.. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate // J. Environ. Qual. 2000. Vol. 29. P. 37–49.

448. Müller R., Stadelmann P. Fish habitat requirements as the basis for rehabilitation of eutrophic lakes by oxygenation // Fish Manage Ecol. 2004. Vol. 11. P. 251–260.

449. Müller-Navarra D.C., Brett M.T., Liston A.M., Goldman C.R. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers // Nature. 2000. Vol. 403. P. 74–77.

450. Murakami K., Takeishi K. Behavior of heavy metals and PCBs in dredging and treating of bottom deposits // Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Proc. 2nd U.S/ Japan Experts Meeting. USEPA-600/3-77-083 / Eds. S.A. Peterson, K.K. Randolph. Corvallis, OR : USEPA, 1977. P. 107–126.

451. Murphy T.P., Hall K.G., Northcote T.G. Lime treatment of a hardwater lake to reduce eutrophication // *Lake and Reservoir Manage.* 1988. Vol. 4, № 2. P. 51–62.
452. Murphy T.P., Prepas E.E. Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication // *Verh. Int. Verein. Limnol.* 1990. Vol. 24. P. 327–334.
453. Murray D., Jefferson B., Jarvis P., Parsons S.A. Inhibition of three algae species using chemicals released from barley straw // *Environ Technol.* 2010. Vol. 31. P. 455–466.
454. Murray-Gulde C.L., Heatley J.E., Schwartzman A.L., Rodgers J.H. Algicidal effectiveness of clearigate, cutrine-plus, and copper sulfate and margins of safety associated with their use // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 2002. Vol. 43. P. 19–27.
455. Nakamura N., Nakano K., Sungira N., Matsumura M. A novel control process of cyanobacterial bloom using cyanobacteriolytic bacteria immobilized in floating biodegradable plastic carriers // *Environ. Technol.* 2003. Vol. 24. P. 1569–1576.
456. Neppiras E.A. Acoustic Cavitation // *Phys. Reports-Review Sect. Phys. Lett.* 1980. Vol. 61. P. 159–251.
457. Newcombe G., House J., Ho L. et al. Management strategies for Cyanobacteria (blue-green algae): A guide for water utilities. Report No.74. Adelaide : Water Quality Research Australia Limited, 2010. 100 p.
458. Newman J.R., Barrett P.R.F. Control of *Oke{qef{uku'cgtwi k{quc* by decomposing barley straw // *J. Aquat. Plant Manag.* 1993. Vol. 31. P. 203–206.
459. Nguyen S.H., Bui A.T., Le L.T., Nguyen T.T.T., De Silva S.S. The culture-based fisheries in small, farmer-managed reservoirs in two provinces of northern Vietnam: an evaluation based on three production cycles // *Aquaculture Res.* 2001. Vol. 32, № 12. P. 975–990.
460. Nürnberg G.K., LaZerte B.D. An artificially induced *Planktothrix rubescens* surface bloom in a small kettle lake in southern Ontario compared to blooms worldwide // *Lake and Reservoir Manag.* 2003. Vol. 19. P. 307–322.
461. Nürnberg G.K. Hypolimnetic withdrawal as lake restoration technique // *J. Environ. Eng.* 1987. Vol. 113. P. 1006–1016.
462. Oberholster P.J., Botha A.M., Cloete T.E. Toxic cyanobacterial blooms in a shallow, artificially mixed urban lake in Colorado, USA // *Lakes Reserv Res Manage.* 2006. Vol. 11. P. 111–123.
463. Oglesby R.T. Effects of controlled nutrient dilution on the eutrophication of a lake // *Eutrophication: Causes, Consequences and Correctives (Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives; Proceedings of a Symposium. National Academy of Sciences (U.S.). Washington, DC : National Academies, 1969. P. 483–493.*

464. Okamura H., Aoyama I., Ono Y., Nishida T. Antifouling herbicides in the coastal waters of western // Japan. Mar Pollut Bull. 2003. Vol. 47. P. 59–67.
465. Olson K.R., Jones R.L. Agronomic use of scrubber sludge and soil as amendments to Lake Springfield sediment dredgings // J. Soil Water Conserv. 1987. Vol. 421. P. 57–60.
466. Olson R.K. Evaluating the role of created and natural wetlands in controlling non-point source pollution // Ecol. Eng. 1992. Vol. 1, № 1/2. P. 1–170.
467. Osano O., Admiraal W., Klamer H.J.C. et al. Comparative toxic and genotoxic effects of chloroacetanilides, formamides and their degradation products on *Xkl tk' Luej gk* and *Ej k qp qo wu' k r ctk wu* // Environ Pollut. 2002. Vol. 119. P. 195–202.
468. Osgood R.A., Stiegler J.E. The effects of artificial circulation on a hypereutrophic lake // Water Res. Bull. 1990. Vol. 26. P. 209–217.
469. Oskam G. Light and zooplankton as algae regulating factors in eutrophic Biesbosch reservoirs // Verh Int Verein Limnol. 1978. Vol. 20. P. 1612–1618.
470. Otsuki A., Wetzel R.G. Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake // Limnol. Oceanogr. 1972. Vol. 17. P. 763–767.
471. Pace M.L. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus–chlorophyll a relationship // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1984. Vol. 41. P. 1089–1096.
472. Pace M.L., Cole J.J., Carpenter S.R. Trophic cascades and compensation: differential responses of microzooplankton in whole-lake experiments // Ecology. 1998. Vol. 79, № 1. P. 138–152.
473. Pace M.L., Orcutt J.D. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community // Limnol. Oceanogr. 1981. Vol. 26. P. 822–830.
474. Padan E., Shilo M. Cyanophages-viruses attacking blue-green algae // Bacteriol. Rev. 1973. № 37. P. 343–370.
475. Padan E., Shilo M., Kislev N. Isolation of 'Cyanophages' from freshwater ponds and their interaction with *Rrgevqpgoc" dqt{cpw* // Virology. 1967. Vol. 32. P. 234–246.
476. Paerl H.W., Huisman J. Blooms like it hot // Science. 2008. Vol. 320. P. 57–58.
477. Paerl H.W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms // Environ. Microbiol. Reports. 2009. Vol. 1. P. 27–37.
478. Pajdak-Stos A., Fialkowska E., Fyda J. *Rj qto kfw "cww pcrg* (Cyanobacteria) defence against three ciliate grazer species // Aquatic Microbial Ecology. 2001. Vol. 23. P. 237–244.

479. Pan G., Zhang M.-M., Chen H. et al. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. I. Equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals // *Environ Pollut.* 2006a. Vol. 141. P. 195–200.
480. Pan G., Zou H., Chen H., Yuan X. Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils // *Environ Pollut.* 2006b. Vol. 141. P. 206–212.
481. Panosso R., Carlsson P., Kozlowsky-Suzuki B., Azevedo S.M.F.O., Graneli E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Pagurus ma*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains // *J. Plankton Res.* 2003. Vol. 25. P. 1169–1175.
482. Panuska J.C., Schilling J.G. Consequences of selecting incorrect hydrologic parameters when using the Walker pond size and P8 urban catchment models // *Lake and Reservoir Manage.* 1993. Vol. 8. P. 73–76.
483. Papke R.T., Ramsing N.B., Bateson M.M., Ward D.M. Geographical isolation in hot spring cyanobacteria // *Environmental Microbiology.* 2003. Vol. 5. P. 650–659.
484. Park M.H., Han M.S., Ahn C.Y., Kim H.S., Yoon B.D., Oh H.M. Growth inhibition of bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* by rice straw extract // *Lett. Appl. Microbiol.* 2006. Vol. 43. P. 307–312.
485. Park M.H., Kim K.H., Lee H.H. et al. Selective inhibitory potential of silver nanoparticles on the harmful cyanobacterium *Oketqefunku' cgtwi kquc* // *Biotechnol Lett.* 2010. Vol. 32. P. 423–428.
486. Parker D.L., Kumar H.D., Rai L.C. et al. Potassium salts inhibit the growth of the cyanobacteria *Microcystis* spp. in pond water and defined media: implications for control of microcystin producing aquatic blooms // *Appl. Environ. Microbiol.* 1997. Vol. 63. P. 2324–2329.
487. Pastorok R.A., Ginn T.C., Lorenzen M.W. Review of aeration/circulation for lake management // *Restoration of lakes and inland waters.* EPA 440/5-81-010. Washington DC : U.S. Envir Prot Ag., 1980. P. 124–133.
488. Paterson R. Parasitic and saprophytic phycomycetes which invade planktonic organisms. II. A new species of *Fcpi gctfke* with notes on other lacustrine fungi // *Mycologia.* 1958. Vol. 4. P. 453–468.
489. Paul L. Nutrient elimination in pre-dams: Results of long term studies // *Hydrobiologia.* 2003. Vol. 504. P. 289–295.
490. Pearl J. Direct and indirect effects // *Proceedings of the Seventeenth Conference on Uncertainty and Artificial Intelligence.* San Francisco : Morgan Kaufmann. 2001. P. 411–420.
491. Pereira G.C., Granato A., Figueiredo A.R., Ebecken N.F.F. Virio-plankton abundance in trophic gradients of an upwelling field // *Braz. J. Microbiol.* 2009. Vol. 40, № 4. P. 857–865.

492. Peterson H.G., Boutin C., Martin P.A. et al. Aquatic phytotoxicity of 23 pesticides applied at expected environmental concentrations // *Aquat. Toxicol.* 1994. Vol. 28. P. 275–292.
493. Peterson H.G., Hruddy S.E., Cantin I.A. et al. Physiological toxicity, cell membrane damage and the release of dissolved organic carbon and geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* after exposure to water treatment chemicals // *Water Res.* 1995. Vol. 29. P. 1515–1523.
494. Peterson S.A. Sediment Removal as a Lake Restoration Technique // USEPA-600/3-81-013. Corvallis, OR : USEPA, 1981. 56 p.
495. Peterson S.A., Urquhart N.S., Welch E.B. Sample representativeness: A must for reliable regional lake condition estimates // *Environ. Sci. Technol.* 1999. Vol. 33. P. 1559–1565.
496. Peterson S.A., Herlihy A.T., Hughes R.M. et al. Level and extent of mercury contamination in Oregon, USA lotic fish // *Environ. Toxicol. Chem.* 2002. Vol. 21. P. 2157–2164.
497. Phillips G., Pietiläinen O.-P., Carvalho L. et al. Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset // *Aquat Ecol.* 2008. Vol. 42, № 2. P. 213–226.
498. Phull S.S., Newman A.P., Lorimer J.P., Pollet B., Mason T.J. The development and evaluation of ultrasound in the biocidal treatment of water // *Ultrason Sonochem.* 1997. Vol. 4. P. 157–164.
499. Pieczonka P., Hopson N.E. Phosphorus detergent ban: how effective? // *Water Sew. Wks.* 1974. Vol. 121, № 7. P. 52–55.
500. Pohnert G., Steinke M., Tollrian R. Chemical cues, defense metabolites and the shaping of pelagic interspecific interactions // *Trends Ecol. Evol.* 2007. Vol. 22, № 4. P. 198–204.
501. Porter K.G. The plant–animal interface in freshwater ecosystems // *Am. Sci.* 1977. Vol. 65. P. 159–170.
502. Porter K.G. Nutritional adequacy, manageability, and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue algae for *Fcrj/plc* // *Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp.* 1980. Vol. 3. P. 268–281.
503. Prepas E.E., Pinel-Alloul B., Chambers P.A. et al. Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes // *Freshwater Biol.* 2001a. Vol. 46. P. 1049–1060.
504. Prepas E.E., Babin J., Murphy T.P. et al. Long-term effects of successive Ca(OH)_2 and CaCO_3 treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes // *Freshwater Biol.* 2001b. Vol. 46. P. 1089–1103.
505. Prosecka J., Orlov A.V., Fantin Y.S. et al. A novel ATP-binding cassette transporter is responsible for resistance to viologen herbicides in the cyanobacterium *U[pej qe'uku'sp*. PCC 6803 // *FEBS J.* 2009. Vol. 276. P. 4001–4011.

506. Prygiel E., Charriau A., Descamps R. et al. Efficiency evaluation of an algistatic treatment based on barley straw in a hypertrophic pond // J. Environ. Eng. Landsc. Manag. 2014. Vol. 22. P. 1–13.

507. Przepiora A., Hesterberg D., Parsons J.E. et al. Field evaluation of calcium sulfate as a chemical flocculent for sedimentation basins // J. Environ. Qual. 1998. Vol. 27. P. 669–678.

508. Purcaro R., Schrader K.K., Burandt C. et al. Algicide Constituents from *Swinglea glutinosa* // Journal of Agricultural and Food Chemistry. 2009. Vol. 57. P. 10632–10635.

509. Putz K., Benndorf The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication in reservoirs // Water Sci. Technol. 1998. Vol. 37. P. 317–324.

510. Qian H., Yu S., Sun Z. et al. Effects of copper sulfate, hydrogen peroxide and N-phenyl-2-naphthylamine on oxidative stress and the expression of genes involved photosynthesis and microcystin disposition in *Okeetche{uku'cgtwi kpquc* // Aquat Toxicol. 2010. Vol. 99. P. 405–412.

511. Quimby P.C.J. Preliminary evaluation of hydrogen peroxide as a potential herbicide for aquatic weeds // J Aquat Plant Manag. 1981. Vol. 19. P. 53–55.

512. Raisin G.W., Mitchell D.S., Croome R.L. The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment // Ecol. Eng. 1997. Vol. 9. P. 19–36.

513. Rajasekhar P., Fan L., Nguyen T., Roddick F.A. A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms // Water Res. 2012a. Vol. 46. P. 4319–4329.

514. Rajasekhar P., Fan L., Nguyen T., Roddick F.A. Impact of sonication at 20 kHz on *Okeetche{uku'cgtwi kpquc*, *Cpdcgpc"ekēkpcku* and *Ejngtgnw"ur0* // Water Research. 2012b. Vol. 46. P. 1473–1481.

515. Raman R.K., Cook B.C. Guidelines for Applying Copper Sulfate as an Algicide: Lake Loami Field Study. Final Technical Report // ILENR/RD-WR-88/19. Illinois Dept. Springfield : Energy Natural Resources, 1988. 100 p.

516. Rasconi S., Niquil N., Sime-Ngando T. Phytoplankton chytridiomycosis: community structure and infectivity of fungal parasites in aquatic ecosystems // Environ. Microbiol. 2012. Vol. 14, № 8. P. 2151–2170.

517. Rashidan K.K., Bird D.F. Role of predatory bacteria in the termination of a cyanobacterial bloom // Microbial Ecol. 2001. Vol. 41. P. 97–105.

518. Reddy N.G., Ramakrishna D.P.N., Raja Gopal S.V. A morphological, physiological and biochemical studies of marine *Utgrwo{egutqejgk* (MTCC 10109) showing antagonistic activity against selective human pathogenic microorganisms // Asian J. Biol. Sci. 2011. Vol. 4. P. 1–14.

519. Reddy K.R., Kadlec R.H., Flaig E., Gale P.M. Phosphorus retention in streams and wetlands. A review // Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 1999. Vol. 29. P. 83–146.
520. Redhead K., Wright S.J. Isolation and properties of fungi that lyse blue-green algae // Appl. Environ. Microbiol. 1978. Vol. 35. P. 962–969.
521. Redhead K., Wright S.J. Lysis of the cyanobacterium *Cpdcgpc'' hqucsnwg* by antibiotic producing fungi // J. Microbiol. 1980. Vol. 119. P. 95–101.
522. Reim R.L., Shane M.S., Cannon R.E. The characterisation of a *Dcekm* capable of blue-green bactericidal activity // Can. J. Microbiol. 1974. Vol. 20. P. 981–986.
523. Remy C., Miehe U., Lesjean B., Bartholomäus C. Comparing environmental impacts of tertiary wastewater treatment technologies for advanced phosphorus removal and disinfection with life cycle assessment // Water Sci. Technol. 2014. Vol. 69, № 8. P. 1742–1750.
524. Ren H.Q., Zhang P., Liu C.H., Xue Y.R., Lian B. The potential use of bacterium strain R219 for controlling of the bloom-forming cyanobacteria in freshwater lake // World J. Microbiol. Biotechnol. 2010. Vol. 26. P. 465–472.
525. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs / G.D. Cooke, E.B. Welch, S.A. Peterson, P.R. Newroth, 2nd ed. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. 560 p.
526. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs / G.D. Cooke, E.B. Welch, S. Peterson, S.A. Nichols, 3rd ed. Boca Raton : CRC Press, 2005. 616 p.
527. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy / Eds. S. Maurizi, F. Poillon. Washington, DC : National Academy Press, 1992. 576 p.
528. Reynolds C.S., Wiseman S.W., Godfrey B.M., Butterwick C. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures // J. Plankton Res. 1983. Vol. 5. P. 203–234.
529. Rice E.L., Lin C.Y., Huang C.Y. Effects of decaying rice straw on growth and nitrogen-fixation of a blue green-alga // Bot. Bull. Acad. Sin. 1980. Vol. 21. P. 111–117.
530. Richardson C.J., Craft C.B. Effective phosphorus retention in wetlands: Fact or fiction? // Constructed Wetlands for Water Quality Improvement / Eds. G.A. Moshiri. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. P. 271–282.
531. Richardson C.J., Qian S.S. Long-term phosphorus assimilative capacity in fresh water wetlands: A new paradigm for sustaining ecosystem structure and function // Environ. Sci. Technol. 1999. Vol. 33. P. 1545–1551.

532. Rigler F.H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes // Environmental phosphorus handbook / Eds. E.J. Griffith, A. Beeton, J.M. Spencer, D. T. Mitchell. New York : John Wiley & Sons, 1973. P. 539–572.
533. Rigler F.H. Phosphorus cycling in lakes // Fundamentals of Limnology / Ed. F. Ruttner. 3rd ed. Toronto ON : University of Toronto Press, 1974. 263 p.
534. Rigosi A., Carey C.C., Ibelings B.W., Brookes J.D. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic states and varies among taxa // Limnol Oceanogr. 2014. Vol. 59, № 1. P. 99–114.
535. Ripl W. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – a new restoration method // Ambio. 1976. Vol. 5. P. 112–135.
536. Ripl W., Lindmark G. Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment // Vatten. 1978. Vol. 34. – P. 135–144.
537. Ripl W. Internal phosphorus recycling mechanisms in shallow lakes // Lake and Reservoir Manage. 1986. Vol. 2. P. 138–142.
538. Robb M., Greenop B., Goss Z. et al. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings // Hydrobiologia. 2003. Vol. 494. P. 237–243.
539. Rodriguez-Molares A., Dickson S., Hobson P. et al. Quantification of the ultrasound induced sedimentation of *Oketqefuku' cgtwi kquc* // Ultrason Sonochem. 2014. Vol. 21. P. 1299–1304.
540. Rohrlack T., Christiansen G., Kurmayer R. Putative antiparasite defensive system involving ribosomal and nonribosomal oligopeptides in cyanobacteria of the genus *Rrcpmqj tkz* // Appl. Environ. Microbiol. 2013. V. 79. P. 2642–2647.
541. Rohrlack T., Dittman E., Börner T., Christoffersen K. Effects of cell-bound microcystins on survival and feeding of *Fcrjpk" spp.* // Appl. Environ. Microbiol. 2001. Vol. 67. P. 3523–3529.
542. Rohrlack T., Dittman E., Henning M., Börner T., Kohl J.G. Role of microcystin sinpoisoning and food ingestion inhibition of *Fcrjpk"i crg/ c w' caused by the cyanobacterium Oketqefuku' cgtwi kquc* // Appl. Environ. Microbiol. 1999. Vol. 65. P. 737–739.
543. Ross C., Santiago-Vazquez L., Paul V. Toxin release in response to oxidative stress and programmed cell death in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* // Aquat. Toxicol. 2006. Vol. 78. P. 66–73.
544. Rouco M., Lopez-Rodas V., Gonzalez R. et al. The limit of the genetic adaptation to copper in freshwater phytoplankton // Oecologia. 2014. Vol. 175, № 4. P. 1179–1188.
545. Rucker J., Wiedner C., Zippel P. Factors controlling the dominance of *Rrcpmqj tkz ci ct fj kk* and *Nko pqj tkz' tgf gmgk* in eutrophic shallow lakes // Hydrobiologia. 1997. Vol. 342/343. P. 107–115

546. Ryding S.O. Chemical and microbiological processes as regulators of the exchange of substances between sediments and water in shallow eutrophic lakes // Int. Rev. ges. Hydrobiol. 1985. Vol. 70. P. 657–702.
547. Ryding S.O. Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging // Hydrobiologia. 1982. Vol. 92. P. 549–558.
548. Sacramento D.R., Coelho R.R.R., Wigg M.D. et al. Antimicrobial and antiviral activities of an actinomycete (*Utricularia {egu}ur.*) isolated from a Brazilian tropical forest soil // World J. Microbiol. Biot. 2004. Vol. 20. P. 225–229.
549. Sadler T., Von Elert E. Dietary exposure *qhl'Fcrjpk* to microcystins: no in vivo relevance of biotransformation // Aquat. Toxicol. 2014. Vol. 150. P. 73–82.
550. Safferman R.S., Morris M. Evaluation of natural products for algicidal properties // Appl. Microbiol. 1962. Vol. 10. P. 289–292.
551. Safferman R.S., Morris M. The antagonistic effects of actinomycetes on algae found in waste stabilisation ponds // Bacteriol. Proc. 1963. Vol. 14. A56.
552. Sakakibara A., Hayashi O. Lake Suwa water pollution control projects // Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Proc. 4th U.S./Japan Experts Meeting. USEPA-600/3-79-102 / Eds. S.A. Peterson, K.K. Randolph. Corvallis, OR : USEPA, 1979. P. 31–63.
553. Sallal A.K.J. Lysis of cyanobacteria with *Hgzklcexgt'spp0* Isolated from domestic sewage // Microbios. 1994. Vol. 77. P. 57–67.
554. Salonen V.-P., Varjo E. Gypsum treatment as a restoration method for sediments of eutrophied lakes – experiments from southern Finland // Environ. Geol. 2000. Vol. 39. P. 353–359.
555. Salvia-Castellvi M., Dohet A., Vanderborght P., Hoffman L. Control of the eutrophication of the Reservoir Esch-Sur-Sure (Luxembourg): Evaluation of the phosphorus removal by predams // Hydrobiologia. 2001. Vol. 459. P. 61–72.
556. Sanders R.W., Wickham S.A. Planktonic protozoa and metazoa: predation, food quality and population control // Mar. Microb. Food Webs. 1993. Vol. 7, № 2. P. 197–223.
557. Sandrini G., Huisman J., Matthijs H.C.P. Potassium sensitivity differs among strains of the harmful cyanobacterium *Microcystis* and correlates with the presence of salt tolerance genes // FEMS Microbiol. Lett. 2015. Vol. 362, № 16. P. 1–8.
558. Sarnelle O. Herbivore effects on phytoplankton succession in a eutrophic lake // Ecological Monographs. 1993. Vol. 63, №. 2. C. 129–149.

559. Sarnelle O. Initial conditions mediate the interaction between *Fcrjpk* and bloom-forming cyanobacteria // Limnol. Oceanogr. 2007. Vol. 52. P. 2120–2127.

560. Scheffer M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur L.R., Van Nes E.H. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes // Ecology. 1997. Vol. 78 (1). P. 272–282.

561. Schladow S.G. Lake destratification by bubble-plume systems: design methodology // Journal of Hydraulic Engineering. 1993. Vol. 119. P. 350–368.

562. Schmidt L.J., Gaikowski M.P., Gingerich W.H. Environmental assessment for the use of hydrogen peroxide in aquaculture for treating external fungal and bacterial diseases of cultured fish and fish eggs. Wisconsin : U.S. Geological Survey (USGS), 2006. 180 p.

563. Schrader K.K., Dayan F.E., Allen S.N. et al. 9,10-Anthraquinone reduces the photo-synthetic efficiency of *Queknvqtk*"*rgtqtpcw* and modifies cellular inclusions // Int J Plant Sci. 2000. Vol. 161. P. 265–270.

564. Schrader K.K., de Regt M.Q., Tidwell P.D. et al. Compounds with selective toxicity towards the offflavor metabolite-producing cyanobacterium *Queknvqtk*"cf."*Ejchdgc* // Aquaculture. 1998. Vol. 163. P. 85–99.

565. Schrader K.K., Rimando A.M., Tucker C.S. et al. Evaluation of the natural product SeaKleen for controlling the musty-odor-producing cyanobacterium *Queknvqtk*"*rgtqtpcw* in catfish ponds // North American Journal of Aquaculture. 2004. Vol. 66. P. 20–28.

566. Schrader K.K., Nanayakkara N.P.D., Tucker C.S. et al. Novel derivatives of 9,10-anthraquinone are selective algicides against the musty-odor cyanobacterium *Queknvqtk*"*rgtqtpcw* // Appl. Environ. Microbiol. 2003. Vol. 69. P. 5319–5327.

567. Schueler T.R. Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs. Washington, DC : Metropolitan Washington Council of Governments, 1987. 202 p.

568. Schueler T.R., Kumble P.A., Heraty M. Design of Stormwater Wetland Systems: Guidelines for Creating Diverse and Effective Stormwater Wetlands in the Mid-Atlantic Region. Washington, DC : Metropolitan Washington Council of Governments, 1992. 134 p.

569. Seder-Colomina M., Burgos A., Maldonado J. et al. The effect of copper on different phototrophic microorganisms determined in vivo and at cellular level by confocal laser microscopy // Ecotoxicol. 2013. Vol. 22. P. 199–205.

570. Sen B. Fungal parasitism of planktonic algae in Shearwater. IV. Parasitic occurrence of a new chytrid species on the blue-green alga *Oketq/efunkl'cgtwlpquc* (Kütz. emend. Elenkin) // Arch. Hydrobiol. 1988. Vol. 79. P. 177–184.

571. Shapiro J. Biomanipulation: the next phase – making it stable // *Hydrobiologia*. 1990. Vol. 200, № 1. P. 13–27.
572. Shapiro J. The need for more biology in lake restoration // U.S. Environmental Protection Agency National Conference on Lake Restoration. USEPA 440/5-79-001. Corvallis, OR : USEPA, 1979. P. 161–167.
573. Shi S.Y., Liu Y.D., Shen Y.W Lysis of *Crj cphqo gpqp" hqu/ cswcg* (Cyanobacterium) by a bacterium *Dcekmw"egt gwu* // *Biol. Control*. 2006. Vol. 39. P. 345–351.
574. Shilo M. Lysis of blue-green algae by *O{zqdcxgt* // *J. Bacteriol*. 1970. Vol. 104. P. 453–461.
575. Shukla B., Rai L.C. Potassium-induced inhibition of nitrogen and phosphorus metabolism as a strategy for controlling *Microcystis* blooms // *World J. Microbiol. Biotechnol*. 2007. Vol. 23. P. 317–322.
576. Shutes R.B.E., Revitt D.M., Mungur A.S., Scholes L.N.L. The design of wetland systems for the treatment of urban runoff // *Water Sci. Technol*. 1997. Vol. 35. P. 19–26.
577. Sigeo D.C., Glenn R., Andrews M.J., Bellinger E.G., Butler R.D. et al. Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 395/396. P. 161–172.
578. Sigeo D., Selwyn A., Gallois P., Dean A. Patterns of cell death in freshwater colonial cyanobacteria during the late summer bloom // *Phycologia*. 2007. Vol. 46. P. 284–292.
579. Silvey J.K. Determination of nuisance organisms. Proceedings AWWA Water Quality Technology Conference, 1973.
580. Silvey J.K., Roach A.W. The taste and odour producing aquatic actinomycetes // *Crit. Rev. in Environ. Sc. and Technol*. 1975. Vol. 5, № 2. P. 233–273.
581. Sketelj J., Rejic M. Pollutational phases of Lake Bled // *Advances in Water Pollution Research. Proc. 2nd Int. Conf. Water Pollut. London : Res. Pergamon*, 1966. P. 345–362.
582. Skinner M.M., Moore B.C., Swanson M.E. Hypolimnetic oxygenation in Twin Lakes, WA. Part II: feeding ecology of a mixed cold- and warmwater fish community // *Lake Reserv Manage*. 2014. Vol. 30. P. 240–249.
583. Skulberg O.M. Blue-green algae in Lake Myosa and other Norwegian Lakes // *Progress in Water Technology*. 1980. Vol. 12, № 2. P. 121–141.
584. Smith D.W.X. The feeding selectivity of silver carp *J {/ rqrj y cwo kej y {u'o qrtkz'Val*. // *J. Fish. Biol*. 1989. Vol. 34. P. 819–828.
585. Smith D.R., Moore Jr. P.A., Griffis C.L. et al. Effects of alum and aluminum chloride on phosphorus runoff from swine manure // *J. Environ. Qual*. 2001. Vol. 30. P. 992–998.

586. Somdee T., Sumalai N., Somdee A. A novel actinomycete *Utgr/vqo {egu"cwtcpwqi tkugwu* with algicidal activity against the toxic cyanobacterium *Oketqe{unku"cgtwi kpquc* // J. Appl. Phycol. 2013. Vol. 25. P. 1587–1594.
587. Sommer U., Adrian R., Domis L.D.S., Elser J.J. et al. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession // Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2012. Vol. 43. P. 429–448.
588. Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake // Lake and Reservoir Manage. 2000. Vol. 16. P. 195–204.
589. Sonstebo J.H., Rohrlack T. Possible implications of chytrid parasitism for population subdivision in freshwater cyanobacteria of the genus *Rrcpmqvj tkz* // Appl. Environ. Microbiol. 2011. Vol. 77. P. 1344–1351.
590. Spencer D., Lembi C. Evaluation of barley straw as an alternative algal control method in northern california rice fields // J Aquat Plant Manag. 2007. Vol. 45. P. 84–90.
591. Spencer R.E. Gibraltar Lake restoration project — A research and development program for evaluation of the transportation (dredging) of contaminated sediments // Lake and Reservoir Management. 1984. Vol. 1, № 1. P. 599–604.
592. Stackebrandt E., Rainey F.A., Ward-Rainey N.L. Proposal for a new hierarchic classification system, *Cevkpqdcvgtkz* classis nov. // Int. J. Syst. Bacteriol. 1997. Vol. 47, № 2. P. 479–491.
593. Starling F., Beveridge M., Lazzaro X., Baird D. Silver carp biomass effects on the plankton community in Paranoa reservoir (Brazil) and an assessment of its potential for improving water quality in lacustrine environments // Int. Rev. Hydrobiol. 1998. Vol. 83. P. 499–507.
594. Stauffer R.E. Sampling Strategies for Estimating the Magnitude and Importance of Internal Phosphorus Supplies in Lakes. USEPA 600/3-81-015/ R.E. Stauffer. Corvallis, OR : USEPA, 1981. 96 p.
595. Steinberg C., Zimmermann G.M. Intermittent destratification: a therapy measure against cyanobacteria in lakes // Environ Technol Lett. 1988. Vol. 9. P. 337–350.
596. Sterner R.W. The role of grazers in phytoplankton succession // Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities. Berlin ; New York : Springer-Verlag, 1989. P. 107–170.
597. Stroom J.M., Kardinaal W.E.A. How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures // Aquat. Ecol. 2016. Vol. 50. P. 541–576.
598. Sugiura N., Inamori Y., Sudo R., Ouchiya T., Miyosh Y. Degradation of blue green alga, *Oketqe{unku"cgtwi kpquc* "by Flagellata, *Oqpcu"i wwww* // Environmental Technology. 1990. Vol. 11. P. 739–746.

599. Sugiura N., Oyamada N., Kurosawa A., Saito T. 'Lytic characteristics of blue-green alga *Okeetqefunku'cgtwi kqquc* by *Rugwq qpcu'*sp. // Jpn. J. Toxicol. Environ. Health. 1993. № 39. P. 94–99.
600. Sun S., La Scola B., Bowman V.D., Ryan C.M. et al. Structural studies of the Sputnik virophage // J. Virol. 2010. Vol. 84. P. 894–897.
601. Suttle C.A. Viruses in the sea // Nature. 2005. № 437. P. 356–461.
602. Symons J.M., Irwin W.H., Robinson E.L., Robeck G.G. Impoundment destratification for raw water quality control using either mechanical or diffused-air-pumping // J. Am. Water Works Ass. 1967. Vol. 59. P. 1268–1291.
603. Symons J.M., Carswell J.K., Robeck G.G. Mixing of water supply reservoirs for quality control // J Am Water Works Ass. 1970. Vol. 62. P. 322–334.
604. Takano K., Ishikawa Y., Mikami H., Igarashi S., Hino S., Yoshiooka T. Fungal infection for cyanobacterium *Cpcdcgpc'uo kj kk* by two chytrids in eutrophic region of large reservoir Lake Shumarinai, Hokkaido, Japan // Limnology. 2008. V. 9. P. 213–218.
605. Takenaka S., Watanabe M.F. Microcystin LR degradation by *Rugwq qpcu'cgtwi kqquc* "alkaline protease // Chemosphere. 1997. Vol. 34, № 4. P. 749–757.
606. Thomas B.J., McIntosh D., Taylor S.R. et al. Effect of low-dose ultrasonic treatment on growth rates and biomass yield of *Cpcdcgpc'iq/cswcg* and *Ugrgpcutwo "ecrtkqtpwwo* // Biotechnol Tech. 1989. Vol. 3. P. 389–392.
607. Thomas R.H., Walsby A.E. Buoyancy regulation in a strain of *Microcystis* // J. Gen. Microbiol. 1985. Vol. 131. P. 799–809.
608. Tillmanns A.R., Wilson A.E., Pick F.R., Sarnelle O. Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: species-specific responses // Fundam. Appl. Limnol. 2008. Vol. 171, № 4. P. 285–295.
609. Toetz D.W. Effects of whole lake mixing with an axial flow pump on water chemistry and phytoplankton // Hydrobiologia. 1977. Vol. 55. P. 129–138.
610. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management / Eds. I. Chorus, J. Bartram. London : E&FN Spon, 1999. 416 p.
611. Tsukada H., Tsujimura S., Nakahara H. Seasonal succession of phytoplankton in Lake Yogo over 2 years: effect of artificial manipulation // Limnology. 2006. Vol. 7. P. 3–14.
612. Uttormark P.D., Hutchins M.L. Input–output models as decision aids for lake restoration // Water Res. Bull. 1980. Vol. 16. P. 494–500.

613. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // Netherlands Journal of Ecology. 1994. Vol. 28, № 1. P. 117–133.
614. Van de Waal D.B., Verspagen J.M.H., Finke J.F., Vournazou V., Immers A.K. et al. Reversal in competitive dominance of a toxic versus non-toxic cyanobacterium in response to rising CO₂ // ISME Journal. 2011. Vol. 5. P. 1438–1450.
615. Van der Veen C., Graveland A., Kats W. Coagulation of two different kinds of surface water before inlet into lakes to improve the self-purification process // Water Sci. Technol. 1987. Vol. 19. P. 803–812.
616. Van Hannen E.J., Zwart G., Van Agterveld M.P., Gons H.J., Ebert J., Laanbroek H.J. Changes in bacterial and eukaryotic community structure after mass lysis of filamentous cyanobacteria associated with viruses // Applied and Environmental Microbiology. 1999. Vol. 65. P. 795–801.
617. Van Hullebusch E., Deluchat V., Chazal P.M., Baudu M. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate // Environ Pollut. 2002. Vol. 120. P. 617–626.
618. Van Oosterhout F., Lürling M. Effects of the novel “Flock & Lock” lake restoration technique on *Fcrjpk* in Lake Rauwbraken (The Netherlands) // J. Plankton Res. 2011. Vol. 33. P. 255–263.
619. Van Wichelen J., Van Gremberghe I., Vanormelingen P., Debeer A.-E., Leporcq B. et al. Strong effects of amoebae grazing on the biomass and genetic structure of a *Okefuku* bloom (Cyanobacteria) // Environ. Microbiol. 2010. Vol. 12, № 10. P. 2797–2813.
620. Vanni M.J. Biological control of nuisance algae by *Fcrjpk* "rwg": experimental studies // Proceedings 3-rd Annual Conference North American Lake Management Society, 1984. P. 151–156.
621. Varjo E., Liikanen A., Salonen V.-P., Martikainen P.J. A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes (Gypsum treatment to reduce internal loading) // Water Research. 2003. Vol. 37. P. 1–10.
622. Verspagen J.M., Visser P.M., Huisman J. Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacteria *Microcystis* spp // Aquat. Microb. Ecol. 2006. Vol. 44. P. 165–174.
623. Visser P.M., Massaut L., Huisman J., Mur L.R. Sedimentation losses of *Scenedesmus* in relation to mixing depth // Arch Hydrobiol. 1996a. Vol. 136. P. 289–308.
624. Visser P.M., Ibelings B.W., van der Veer B., Koedood J., Mur L.R. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands // Freshwater Biol. 1996b. Vol. 36. P. 435–450.

625. Visser P.M., Ibelings B.W., Bormans M., Huisman J. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review // *Aquat Ecol.* 2016. Vol. 50. P. 423–441.
626. Vollenweider R.A. Input–output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology // *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie.* 1975. Vol. 37, № 1. P. 53–84.
627. Vollenweider R.A.A. Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments / IBP Handbook, No. 12. Oxford : Blackwell Scientific Publishers, 1969. 224 p.
628. Vörös L., Oldal I., Présing M., V.-Balogh K. Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*J {/ rqrj vj cw kej vj {u'b qrkatz Val.}*) // *Shallow Lakes' 95.* Dordrecht : Springer, 1997. P. 223–228.
629. Walker H.L., Higginbotham L.R. An aquatic bacterium that lyses cyanobacteria associated with off-flavor of channel catfish (*Ictalurus punctatus*) // *Biol. Contr.* 2000. Vol. 18. P. 71–78.
630. Walker W.W. Jr., Westerberg C.E., Schuler D.J., Bode J.A. Design and evaluation of eutrophication control measures for the St. Paul water supply // *Lake and Reservoir Manage.* 1989. Vol. 5. P. 71–83.
631. Walker W.W. Jr. Phosphorus removal by urban runoff detention basins // *Lake and Reservoir Manage.* 1987. Vol. 3. P. 314–326.
632. Wallace B.B., Hamilton D.P. The effect of variations in irradiance on buoyancy regulation in *Oketqefunku cgtwi kquc* // *Limnol. Oceanogr.* 1999. Vol. 44. P. 273–281.
633. Wang H., Ho L., Lewis D.M., Brookes J.D., Newcombe G. Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins // *Water Research.* 2007. Vol. 41. P. 4262–4270.
634. Wang H., Liu Z.P., Mehta S.K., Zhao G.M. Algicidal activity of *Cejtqo qdcevt "ur0* (strain YZ) isolated from yellow sea: An assessment with bloom causing cyanobacterium *Oketqefunku" cgtwi kquc* // *J. Biotechnol.* 2008. Vol. 136. P. S563.
635. Wang X.D., Qin B.Q., Gao G., Paerl H.W. Nutrient enrichment and selective predation by zooplankton promote *Oketqefunku* (Cyanobacteria) bloom formation // *J. Plankton Res.* 2010. Vol. 32. P. 457–470.
636. Wang X.L., Gong L.Y., Liang S.K., Han X.R., Zhu C.J., Li Y.B. Algicidal activity of rhamnolipid biosurfactants produced by *Rugwf qo qpcu" cgtwi kquc* // *Harmful Algae.* 2005. Vol. 4, № 2. P. 433–443.
637. Waterbury J.B., Valois F.W. Resistance to co-occurring phages enables marine *U{pgej qe qeewu* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater // *Appl. Environm. Microbiol.* 1993. № 59. P. 3393–3399.

638. Webster K.E., Porter R.H. Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filterers in filamentous suspensions // *Limnol. Oceanogr.* 1978. Vol. 23. P. 1238–1245.
639. Weenink E.F., Luimstra V.M., Schuurmans J.M. et al. Combatting cyanobacteria with hydrogen peroxide: a laboratory study on the consequences for phytoplankton community and diversity // *Front Microbiol.* 2015. Vol. 6. P. 714 – 729.
640. Welch I.M., Barrett P.R.F., Gibson M.T., Ridge I. Barley straw as an inhibitor of algal growth 1: Studies in the Chesterfield Canal // *J. Appl. Phycology.* 1990. Vol. 2. P. 231–239.
641. Welch E.B., Cooke G.D. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum // *Lake and Reservoir Manage.* 1999. Vol. 15. P. 5–27.
642. Welch E.B. Alternative criteria for defining lake quality for recreation // *Proc. Natl. Conf. Enhancing State's Lake Management Programs*, Chicago, 1989. P. 7.
643. Welch E.B. *Ecological Effects of Wastewater. Applied Limnology and Pollutant Effects.* 2nd ed. New York : Taylor& Francis, 1992. 436 p.
644. Welch E.B. Factors Initiating Phytoplankton Blooms and Resulting Effects on Dissolved Oxygen in Duwamish River Estuary. Water Suppl. Paper 1873-A. Seattle, WA : U.S. Geol. Surv., 1969. – 62 p.
645. Welch E.B., Weiher E.R. Improvement in Moses Lake quality by dilution and diversion // *Lake and Reservoir Manage.* 1987. Vol. 3. P. 58–65.
646. Welch E.B., Patmont C.R. Lake restoration by dilution: Moses Lake, Washington // *Water Research.* 1980. Vol. 14. P. 1317–1325.
647. Welch I.M., Barrett P.R.F., Gibson M.T., Ridge I. Barley straw as an inhibitor of algal growth I: studies in the Chesterfield Canal // *J. Appl. Phycol.* 1990. Vol. 2. P. 231–239.
648. Whyte L.G., Maule A., Cullimore D.R. Method for isolating cyanobacteria-lysing Streptomyces from soil // *J. Appl. Bact.* 1985. Vol. 58. P. 195–197.
649. Wilhelm S.W., Matteson A.R. Freshwater and marine virioplankton: a brief overview of commonalities and differences // *Freshwater Biol.* 2008. № 53. P. 1076–1089.
650. Wilken S., Huisman J., Naus-Wiezer S., Van Donk E. Mixotrophic organisms become more heterotrophic with rising temperature // *Ecology Letters.* 2013. Vol. 16. P. 225–233.
651. Willenbring P.R., Miller M.S., Weidenbacher W.D. Reducing sediment phosphorus release rates in Long Lake through the use of calcium nitrate // *Lake and Reservoir Management.* USEPA 440/5-84-002. Corvallis, OR : USEPA, 1984. P. 118–121.

652. Wilson A.E., Sarnelle O., Tillmanns A.R. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyses of laboratory experiments // *Limnol. Oceanogr.* 2006. Vol. 51, № 4. P. 1915–1924.

653. Withers P.J.A., May L., Jarvie H.P. et al. Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: uncertainties and implications for policy // *Environ Sci Policy.* 2012. Vol. 24. P. 71–82.

654. Woltemade C.J. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water // *J. Soil Water Conserv.* 2000. Vol. 55. P. 303–308.

655. Wright S.J.L., Redhead K., Maudsley H. *Cecropia* a predator of cyanobacteria // *J. Gen. Microbiol.* 1981. Vol. 125. P. 293–300.

656. Wright S.J., Linton C.J., Edwards R.A., Drury E. Isoamyl alcohol (3-methyl-1-butanol), a volatile anticyanobacterial and phytotoxic product of some *Deinomyces* spp // *Lett. Appl. Microbiol.* 1991. Vol. 13. P. 130–132.

657. Wright S.J., Thompson R.J. *Deinomyces* volatiles antagonise cyanobacteria // *FEMS Microbiol. Lett.* 1985. Vol. 30. P. 263–267.

658. Wu J., Wu M. Feasibility study of effect of ultrasound on water chestnuts // *Ultrasound Med Biol.* 2006. Vol. 32. P. 595–601.

659. Wu J.S., Holman R.E., Dorney J.R. Systematic evaluation of pollutant removal by urban wet detention ponds // *J. Environ. Eng. Div. ASCE.* 1996. Vol. 122. P. 983–988.

660. Wu X., Joyce E.M., Mason T.J. Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on *Oketqefunkia* at different ultrasonic frequencies // *Water Research.* 2012. Vol. 46. P. 2851–2858.

661. Wu X., Joyce E.M., Mason T.J. The effects of ultrasound on cyanobacteria // *Harmful Algae.* 2011. Vol. 10. P. 738–743.

662. Xiao X., Huang H.M., Ge Z.W. et al. A pair of chiral flavonolignans as novel anti-cyanobacterial allelochemicals derived from barley straw (*J. qtf gwo "xwri ctg*): characterization and comparison of their anti-cyanobacterial activities // *Environ Microbiol.* 2014. Vol. 16. P. 1238–1251.

663. Xie P. Gut contents of silver carp, *J. rqrj yj cw kej yj {u'o qrk/ vk}*, and the disruption of a centric diatom, *E. enqymw* on passage through the sophagus and intestine // *Aquaculture.* 1999. Vol. 180. P. 295–305.

664. Xinyao L., Miao S., Yonghong L. et al. Feeding characteristics of an amoeba (Lobosea: Naegleria) grazing upon cyanobacteria: food selection, ingestion and digestion progress // *Microb. Ecol.* 2006. Vol. 51. P. 315–325.

665. Xue L., Zhang Y., Zhang T., An L., Wang X. Effects of enhanced ultraviolet-B radiation on algae and cyanobacteria // *Crit. Rev. Microbiol.* 2005. Vol. 31, № 2. P. 79–89.

666. Yamamoto Y. Observations on the occurrence of microbial agents which cause lysis of blue-green algae in Lake Kasumigaura // Jpn. J. Limnol. 1981. Vol. 42. P. 20–27.

667. Yamamoto Y., Kouchiwa T., Hodoki Y. Distribution and identification of actinomycetes lysing cyanobacteria in a eutrophic lake // J. App. Phycol. 1998. Vol. 10, № 2. P. 391–397.

668. Yang Z., Kong F. Formation of large colonies: a defense mechanism of *Microcystis aeruginosa* under continuous grazing pressure by flagellate *Qej tqo qpcu* sp. // Journal of Limnology. 2012. Vol. 71. P. 61–66.

669. Yoshikawa K., Adachi K., Nishijima M., Takadera T., Tamaki S. et al. b-Cyanoalanine production by marine bacteria on cyanide-free medium and its specific inhibitory activity toward cyanobacter // Appl. Environ. Microbiol. 2000. Vol. 66, № 2. P. 718–722.

670. Young S.N., Clough W.T., Thomas A.J., Siddall R. Changes in plant community at Foxcote Reservoir following use of ferric sulphate to control nutrient levels // J. Instt. Water Environ. Manage. 1988. Vol. 2. P. 5–12.

671. Zamyadi A., Fan Y., Daly R.I., Prévost M. Chlorination of *Oket qe{unku} cgtwi kpqc*: toxin release and oxidation, cellular chlorine demand and disinfection by-products formation // Water Res. 2013. Vol. 47. P. 1080–1090.

672. Zamyadi A., Coral L.A., Barbeau B. et al. Fate of toxic cyanobacterial genera from natural bloom events during ozonation // Water Research. 2015. Vol. 73. P. 204–215.

673. Zhang H., Yu Z.L., Huang Q., Xiang X. et al. Isolation, identification and characterization of phytoplanktonlytic bacterium CH-22 against *Oket qe{unku} cgtwi kpqc* // Limnologia. 2011. Vol. 41. P. 70–77.

674. Zhang X., Hu H.-Y., Hong Y., Yang J. Isolation of a *Rqvgtkq/ ej tqo qpcu* capable of feeding on *Oket qe{unku} cgtwi kpqc* and degrading microcystin-LR // FEMS Microbiol. Lett. 2008. Vol. 288, № 2. P. 241–246.

675. Zhang X., Xie P., Hao L., Guo N.C. et al. Effects of the phytoplanktivorous silver carp (*J {rqrj yj cwo lej yj {u'o qrkktk}*) on plankton and the hepatotoxic microcystins in an enclosure experiment in a eutrophic lake, Lake Shichahai in Beijing // Aquaculture. 2006. Vol. 257. P. 173–186.

676. Zhang G., Zhang P., Wang B., Liu H. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Oket qe{unku} cgtwi kpqc* // Ultrason Sonochem. 2006. Vol. 13. P. 446–450.

677. Zhao C.P., Pu Y.P., Yin L.H., Lü X.W., Li X.N. Isolation and algicidal effect of a lytic microcystis bacterium from Taihu Lake // J. Southeast. Univ. 2005. Vol. 35, № 4. P. 602–606.

678. Zhao X.L., Song L.R., Zhang X.M. Effects of copper sulfate treatment on eutrophic urban lake phytoplankton communities // Acta Hydrobiol. Sin. 2009. Vol. 33. P. 596–602.

679. Zheng Z., Zeng W., Huang Y., Yang Z., Li J., Cai H., Su W. Detection of antitumor and antimicrobial activities in marine organism associated actinomycetes isolated from the Taiwan Strait, China // FEMS Microbiol. Lett. 2000. Vol. 188. P. 87–91.

680. Zhou S., Shao Y., Gao N. et al. Effects of different algacides on the photosynthetic capacity, cell integrity and microcystin-LR release of *Okeqewku'cgtwi kpguc* // Sci Total Environ. 2013. Vol. 463. P. 111–119.

681. Zimba P.V., Dionigi C.P., Brashear S.S. Selective toxicity of exogenous L-lysine to cyanobacteria, relative to a chlorophyte and a diatom // Phycologia. 2001. Vol. 40. P. 483–486.

682. Zimba P.V., Tucker C.S., Mischke C.C., Grimm C.C. Short-term effect of diuron on catfish pond ecology // N. Am. J. Aquac. 2002. Vol. 64. P. 16–23.

683. Zou H., Pan G., Chen H., Yuan X. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils II. Effective removal of *Okeqewku'cgtwi kpguc* using local soils and sediments modified by chitosan // Environ Pollut. 2006. Vol. 141. P. 201–205.

Учебное издание

Корнева Людмила Генриховна,
Шаров Андрей Николаевич,
Сиделев Сергей Иванович,
Зубишина Алла Александровна,
Медведева Надежда Григорьевна,
Лазарева Галина Александровна

**«Цветение» воды цианобактериями и методы борьбы
с их массовым развитием**

УЧЕБНОЕ ПОСОБИЕ

Редактор Ю. С. Цепилова
Технический редактор Ю. С. Цепилова
Компьютерная верстка Ю. С. Цепилова
Корректор Ю. С. Цепилова

Подписано в печать 09.10.2023. Формат 60×84/16. Усл. печ. л. 62,4.
Тираж 28 экз. Заказ № 19.

ФГБОУ ВО «Университет «Дубна»
141980, г. Дубна Московской обл., ул. Университетская, 19