

**О.В. Никитин
В.З. Латыпова
Ш.Р. Поздняков**

ЭКОТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДОЁМОВ



КАЗАНСКИЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

Институт экологии и природопользования

Кафедра прикладной экологии

О.В. НИКИТИН, В.З. ЛАТЫПОВА, Ш.Р. ПОЗДНЯКОВ

ЭКОТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДОЕМОВ



Казань
2015

УДК 502.3+504.06
Н62

*Печатается по решению Редакционно-издательского совета
ФГАОУВО «Казанский (Приволжский) федеральный университет»
учебно-методической комиссии Института экологии и природопользования
протокол № 4 от 24 апреля 2015 г.*

*заседания кафедры прикладной экологии
протокол № 9 от 31 марта 2015 г.*

Рецензенты:

доктор хим. наук, директор Института проблем экологии и недропользования
Академии наук Республики Татарстан **Р.Р. Шагидуллин;**

доктор биол. наук, проф. КФУ **Н.Ю. Степанова**

Никитин О.В., Латыпова В.З., Поздняков Ш.Р.

Н62 Экотехнологии восстановления водоемов: учебное пособие / О.В. Никитин,
В.З. Латыпова, Ш.Р. Поздняков. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 2015. – 139 с.

ISBN 978-5-00019-459-1

В данном учебном пособии изложен передовой отечественный и зарубежный опыт по способам восстановления водных экосистем в зависимости от степени антропогенной нарушенности. Уделено внимание способам снижения внешней и внутренней нагрузки биогенных элементов, основам физических, химических и биологических методов, применяемых для регулирования роста и уничтожения водорослей. Рассмотрены методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов. Рассмотрен алгоритм научно-технического обоснования выбора восстановительных технологий на примере антропогенно нагруженной природно-технической гидросистемы в черте мегаполиса. Теоретические разделы завершаются контрольными вопросами для самостоятельной работы студентов.

Предназначено для студентов, обучающихся по направлению «Экология и природопользование».

ISBN 978-5-00019-459-1

© Казанский университет, 2015

© Никитин О.В., Латыпова В.З., Поздняков Ш.Р., 2015

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	5
1. ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД.....	6
1.1. Естественные факторы среды.....	6
1.2. Антропогенное воздействие на водные экосистемы.....	8
1.2.1. Населенные пункты.....	9
1.2.2. Промышленное производство.....	10
1.2.3. Сельское хозяйство.....	10
1.2.4. Рекреация.....	13
1.2.5. Атмосферные выпадения.....	15
1.3. Последствия эвтрофирования.....	15
Контрольные вопросы.....	24
2. МЕРОПРИЯТИЯ ПО ВОССТАНОВЛЕНИЮ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ.....	25
2.1. Эвтрофированные экосистемы.....	25
2.1.1. Снижение внешней нагрузки.....	25
2.1.2. Снижение реакционной способности фосфора.....	30
2.1.3. Ускорение процессов удаления веществ.....	48
2.1.4. Биологические методы.....	61
2.1.5. Процессы естественного самоочищения.....	71
2.2. Методы для регулирования роста водных растений.....	75
2.2.1. Физические методы.....	78
2.2.2. Химические методы.....	91
2.2.3. Биологические методы.....	94
2.3. Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов.....	96
Контрольные вопросы.....	101
3. ОБОСНОВАНИЕ ОЗДОРОВИТЕЛЬНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ В ЧЕРТЕ МЕГАПОЛИСА.....	103
3.1. Оценка геоэкологического состояния гидросистемы.....	104

3.1.1. Принципы районирования гидросистемы.....	104
3.1.2. Водный, гидрохимический режим и степень загрязнения.....	105
3.1.3. Геоэкологическая характеристика донных наносов.....	108
3.2. Выбор оздоровительных мероприятий.....	114
3.2.1. Изъятие загрязненных донных наносов.....	115
3.2.2. Оптимизация плановых очертаний и поперечных сечений русла, берегоукрепление, обустройство дна	116
3.2.3. Биологическая рекультивация.....	120
3.2.4. Строительство очистных сооружений.....	121
3.2.5. Аэрация входящих водных масс.....	126
3.2.6. Ландшафтное обустройство прибрежной зоны	128
3.2.7. Воздействие на компоненты окружающей среды на этапах строительства объектов и их эксплуатации.....	129
ЛИТЕРАТУРА	132

ВВЕДЕНИЕ

Данное учебное пособие предназначено для обучения магистров по направлению 022000.68 – «Экология и природопользование» по профилю подготовки «Экологическая безопасность и управление в сфере охраны окружающей среды». Дисциплина «Экотехнологии восстановления водных объектов» обеспечивает приобретение знаний и развитие компетенций профессиональной деятельности в области экологически безопасных технологий.

Актуальность создания экологически приемлемых технологий восстановления (оздоровления) водных объектов связана с важностью охраны водных ресурсов. Россия – одно из богатейших государств планеты по запасам пресных природных вод, в том числе и по количеству воды, сосредоточенной в озерах. На ее территории насчитывается более 2,7 млн озер с суммарной площадью водной поверхности почти 409 тыс. км². Однако большинство озер в России (98 %) – небольшие (менее 1 км²) и мелководные (глубина 1–1,5 м) (Государственный доклад..., 2010), которые являются наиболее уязвимыми в условиях антропогенного воздействия (Драбкова и др., 1994). Аналогичная ситуация характерна, в частности, и для Республики Татарстан – из имеющихся 8111 озер известно лишь 30 крупных озер площадью более 20 га.

Большинство озерных и речных систем в последнее время испытывает интенсивное антропогенное воздействие, ведущее к нарушению гидрологического режима, загрязнению вод многочисленными токсикантами, развитию процессов заиления, эвтрофикации, токсификации, вплоть до исчезновения (Государственный доклад..., 2011). Высокая степень эвтрофирования поверхностных вод в современных условиях называется доминирующей проблемой (Søndergaard et al., 2007). Поэтому в учебном пособии обобщен передовой отечественный и зарубежный опыт по восстановлению эвтрофированных водных объектов; рассматриваются физические, химические и биологические методы, применяемые для регулирования роста и уничтожения водорослей. Кроме того, рассмотрены методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов.

Для закрепления теоретического материала в пособии проанализирован алгоритм обоснования восстановительных технологий на примере конкретной эвтрофированной антропогенно нагруженной природно-технической гидросистемы в черте мегаполиса. Теоретические разделы завершаются списком контрольных вопросов для самостоятельной работы студентов.

1. ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД

1.1. Естественные факторы среды

Естественная эволюция озер от момента их возникновения является длительным процессом, который заканчивается обмелением водоема при накоплении донных отложений и зарастанием водной растительностью. Это можно объяснить тем, что озера являются аккумулялирующими природными системами с замедленным водообменом. Первым этапом начала деградации и умирания озер является их эвтрофирование, т.е. увеличение уровня биопродуктивности, связанное, в первую очередь, с накоплением в озерах питательных веществ (Драбкова и др., 1994). Помимо этого происходит деградация и значительное преобразование водоемов за счет приноса загрязняющих компонентов, таких как нефтепродукты, тяжелые металлы, пестициды и пр.

Для изучения антропогенного влияния на водоем необходимо сначала рассмотреть разнообразие имеющихся естественных факторов, так как именно они изначально создают условия обитания для организмов, на которые впоследствии накладывается внешнее воздействие. Естественные условия существования и развития водных экосистем представлены совокупностью физических, химических факторов среды, а также сложными взаимодействиями между сообществами гидробионтов.

Первостепенное значение имеет сама среда их обитания. Вода не только удовлетворяет физиологические потребности организмов, но и служит им опорой, доставляет кислород и пищу, уносит метаболиты (Константинов, 1986). Среди факторов физической природы значительное влияние оказывает температура воды. При этом воздействие проявляется как прямо, так и опосредованно через изменение других важных условий обитания. В сочетании с колебаниями интенсивности солнечной радиации и низкими концентрациями питательных веществ суточные и сезонные колебания температуры могут создавать экстремальные экологические условия для обитания гидробионтов. Изменение температуры может оказывать дестабилизирующее воздействие не только на отдельные популяции организмов, но и на всю пищевую цепочку в целом, от фитопланктона до планктоноядных хищников (Beisner et al., 1997).

Температурный режим водоема в значительной степени влияет на степень насыщения водной толщи газами, и в первую очередь кислородом. На количество кислорода также влияет общее содержание растворенных солей,

которое обычно выражают через минерализацию воды. Минерализация также обеспечивает плотностную характеристику водных масс. Помимо общего содержания различных солей отмечается лимитирующая значимость ряда соединений как минеральной, так и органической природы на жизненные циклы планктонных животных.

Важным фактором можно считать и активную реакцию среды, измеряемую величиной рН. От величины рН зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов. Реакция природной водной среды в естественных условиях может изменяться в широком диапазоне значений, но большинство природных вод имеет величину рН 6,0–8,5. Величина рН воды влияет на процессы превращения различных форм биогенных элементов, изменяет токсичность загрязняющих веществ (Гусева, 2000). Эффект закисления проявляется в уменьшении величины рН ниже 6, уменьшении щелочности воды и содержания в ней кальция, а также в увеличении содержания токсичных форм металлов, особенно алюминия. Биологические эффекты закисления водоемов начинают проявляться уже при $\text{pH} < 6,5$, а при $\text{pH} < 4$ фактически прекращается развитие биоты. В целом отмечается, что в закисленных водоемах трофическая сеть проще, чем в незакисленных, она содержит меньше видов, также отмечается отсутствие большинства облигатных и ряда факультативных хищников, наблюдается низкая плотность межвидовых связей (Лазарева, 2003). Изменения в сообществе могут наблюдаться даже при незначительном закислении (Barmuta et al., 1990).

Большое влияние на жизнедеятельность гидробионтов оказывает также солнечная радиация, рассматривать которую следует в совокупности с цветностью и прозрачностью воды. Отмечается, что ритмика миграционного поведения водных животных находится в зависимости от обилия хищников и в целом может варьировать для определенных видов из года в год и от озера к озеру. Характер и амплитуда миграций изменяется от вида к виду или внутри одного вида с изменениями размера особей, может меняться в зависимости от гендерных признаков, возраста. Например, для планктонных организмов показана достоверная положительная связь между ежедневными вертикальными миграциями и прозрачностью воды (Dodson, 1990). Можно ожидать различное вертикальное распределение зоопланктона в озерах с различной концентрацией растворенного органического углерода. Положение веслоногих ракообразных в водной толще может исключительно зависеть от прозрачности воды (Wissel, Ramacharan, 2003).

Разносторонними являются и биотические взаимоотношения, связывающие разнородные сообщества с иными компонентами водоема в единую экосистему. Наличием подобных связей обеспечивается устойчивость структуры водного сообщества в целом, и они значительным образом влияют на процессы, происходящие в водоеме. Для их понимания можно рассмотреть теорию трофического каскада, когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий, направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху») (Бульон, 2002).

Все вышеизложенное позволяет говорить о сложных и разносторонних механизмах взаимодействия сообществ гидробионтов с компонентами окружающей среды, иногда еще до конца не понятых и не изученных. Решающая роль в формировании компонентов водных экосистем принадлежит естественным факторам, однако современный трофический статус обуславливается, прежде всего, антропогенным воздействием, и значимость последнего фактора лишь возрастает.

1.2. Антропогенное воздействие на водные экосистемы

В настоящее время именно антропогенное воздействие формирует облик современных водных экосистем. Антропогенное влияние, оказываемое на водоемы, различается как по характеру, так и по степени проявления. Воздействие на водные экосистемы может складываться из токсического влияния поступающих веществ на существующие популяции, а также из изменения основных структурно-функциональных показателей водных сообществ, за счет дополнительного привноса биогенных веществ, в первую очередь азота и фосфора, так называемое антропогенное эвтрофирование.

Источники поступления веществ, ответственных за загрязнение и эвтрофикацию, подразделяются на организованные и диффузные, которые связаны, главным образом, с такими основными видами хозяйственной деятельности, как организация населенных пунктов и зон рекреации, промышленное производство и сельское хозяйство (Шилькрот, 1975). Также следует учитывать поступление подобных веществ с атмосферными осадками. При отсутствии антропогенного влияния естественные пресноводные высокопродуктивные сообщества могут устойчиво существовать долгое время, однако интенсивная урбанизация водосборов приводит к значительному росту

и ускорению продукционных процессов в водных экосистемах. Сокращение поступления основных биогенов приводит к быстрым и заметным обратным эффектам (Kohler et al., 2005).

1.2.1. Населенные пункты

Воздействие на окружающую среду населенных пунктов вызывает наиболее значимые нарушения водных экосистем. Сточные воды городов и других населенных пунктов включают фекальные и хозяйственные воды, воды коммунальных предприятий, ливневые воды, смывающие загрязнения с территории населенных мест. Например, сточные воды МУП «Водоканал» г. Казани по всем критериям: по общей нагрузке, по воздействию на санитарный режим за счет сброса большого количества органических веществ, аммония и нитритов, – а также по привносу наибольшего количества биогенов, способствующих эвтрофикации водоема, оказывают наибольшее воздействие на Куйбышевское водохранилище в пределах Республики Татарстан (Шагидуллин и др., 2011).

Коммунальные сточные воды, хотя и различаются концентрацией растворенных веществ, но более или менее сходны по их составу. Считается, что в коммунальных сточных водах больших благоустроенных городов количество взвешенных и растворенных веществ на душу населения остается довольно постоянной величиной, примерно 100 г в сутки. Согласно подсчетам, выход с продуктами обмена человека на душу населения составляет 14 г/сут общего азота и 1,4 г/сут общего фосфора, а бытовое обслуживание вносит дополнительно 5–10 г/сут азота и около 1,4 г/сут фосфора (Шилькрот, 1975).

По составу взвешенных и растворенных веществ ливневые и паводковые стоки с городских территорий резко отличаются от коммунальных стоков. На состав городских стоков влияют загрязнение и засорение, связанное с работой транспорта, засорение территории населением, выделениями животных, строительный мусор, стоки с удобряемых садов, оседающая пыль и т.д. По данным многих исследований, городские стоки содержат меньше эвтрофирующих веществ, чем коммунальные.

Согласно литературным данным, вынос с городскими ливневыми стоками фосфора может составлять 0,11 г/м², а азота 0,88 г/м² в год. Поступление азота с городской территории в среднем в 10 раз, а фосфора в 5 раз превышает соответствующие показатели для лесных и полевых частей водосбора. Нагрузка фосфором озер, водосбор которых содержит населенные пункты, складывается из поступления с атмосферными осадками, почвенно-грунтовыми водами и с

ливневыми стоками с городской территории, последние в общей нагрузке фосфором в среднем составляют 50 % (Шилькрот, 1975).

1.2.2. Промышленное производство

Отдельные виды промышленного производства сильно различаются по объему и составу сбрасываемых стоков. Промышленные стоки не имеют такого значения в развитии и распространении эвтрофирования водоемов, как коммунальные или стоки с сельскохозяйственных территорий. Их эвтрофирующее влияние обычно локализовано соответственно размещению промышленного производства. По данным Фолленвейдера, количество азота и фосфора, поступающего с промышленными стоками, составляет примерно 10 % от поступающего с бытовыми сточными водами (Шилькрот, 1975). Однако их способность к токсическому воздействию гораздо сильнее. Промышленные сточные воды отличаются от других также и всё возрастающим разнообразием состава и состояния содержащихся в них веществ. В местах сброса сточных вод значительно изменяются физико-химические условия, ухудшается качество воды, снижается количество видов, нарушаются структурно-функциональные показатели. Токсические вещества выводят из структуры сообщества прежде всего чувствительные виды. Если они доминировали, то выход их из сообщества приводит к большим перестройкам структуры. Еще большие изменения в сообществах происходят при одновременном влиянии биотических и абиотических факторов, например: загрязнении вод и вселении нового вида, не чувствительного к данному загрязнению. Показана высокая чувствительность гидробионтов к отдельным компонентам загрязнения, таким как нефтепродукты, металлы. При этом различная степень чувствительности к токсикантам существует не только у представителей отдаленных систематических групп, но и в пределах рода, вида и даже среди особей одной популяции (Строганов, 1976).

1.2.3. Сельское хозяйство

Сельскохозяйственные стоки наиболее сложно учитывать как источник биогенных элементов. В их составе следует различать вещества, поступление которых связано с земледелием и животноводством. В земледелии – это потери вносимых в почву удобрений, пестицидов и продукты разложения остатков сельскохозяйственных культур после уборки урожая; в животноводстве – это продукты обмена веществ сельскохозяйственных животных.

Сельскохозяйственное загрязнение может привести к значительному ухудшению качества воды и деградации водных систем.

Сельское хозяйство может быть сопряжено со сведением лесов, что также вызывает резкое увеличение выноса азота и фосфора с водосбора (табл. 1.2.1). С обезлесенного водосбора возрастает общий вынос и взвешенных частиц, составляющий в среднем 156 кг/га по сравнению с 25,4 кг/га с лесного. Причем интенсивность выноса взвесей с обезлесенных территорий с каждым годом испытывает тенденцию к возрастанию, так как почва в подобных случаях утрачивает способность сопротивляться эрозии (Слинчак, 2006). В целом, показатели интенсивности выноса эрозионных продуктов с пахотных земель по регионам России составляют от 0,3 до 8,6 т/га в год (Сметанин, 2003).

Таблица 1.2.1

Среднегодовой вынос азота и фосфора во взвеси и в растворе из лесного и обезлесенного водосборов, кг/га (Шилькрот, 1975)

Элементы	Лесной водосбор			Обезлесенный водосбор		
	взвеси		растворенное вещество	взвеси		растворенное вещество
	органические	неорганические		органические	неорганические	
P	0,0035	0,0088	0,009	0,050	0,133	0,020
N	0,11	–	3,1	0,37	–	110,0

Судьба веществ, связанных происхождением с сельским хозяйством, в значительной степени определяется протекающими в почве процессами их превращения и перемещения. Характер этих процессов, с одной стороны, зависит от комплекса климатических и ландшафтных условий, а с другой – от формы и интенсивности сельскохозяйственного производства (табл. 1.2.2, 1.2.3).

С сельскохозяйственных территорий соединения азота и фосфора выносятся поверхностным и грунтовым стоком. Поверхностный сток содержит биогены как в растворе, так и в составе взвесей. Максимальный вынос фосфора из почв осуществляется в составе взвесей в процессе эрозии, при этом находится фосфор главным образом в минеральных частицах почв. По литературным данным, в результате эрозии почва может терять 20–50 кг/га фосфора в год. Азот может теряться и в составе взвесей, и в растворенном виде при вымывании из почв. Эрозия может вызывать довольно большие потери азота, до 100–180 кг/га в год. Во взвесьях азот находится главным образом в

составе органических веществ. Вымывается азот в основном в нитратной форме, но в случае длительного применения удобрений, особенно аммонийных, в фильтрационных водах появляется аммоний. При высоких дозах удобрений вынос азота может составлять 20–40 % внесенного количества. Вынос фосфора из почв фильтрационными водами обычно очень незначителен и составляет всего доли килограмма с гектара в год, соизмеримые количества (0,15–0,75 кг фосфора на гектар за год) вымываются с дренажными водами. В целом вынос азота и фосфора с сельскохозяйственных территорий оценивается как потери 10–25 % азота и 1–5 % фосфора удобрений.

Таблица 1.2.2

Вынос азота из почв фильтрующимися водами, в зависимости от типа сельхозугодий (с/х) (Шилькрот, 1975)

Тип с/х угодий	Вынос азота за год, кг/га
Парующие почвы	Максимум 110–170
	В среднем 20–70
Почвы под с/х культурами	1–30
Почвы под многолетними травами	Не выше 0,1–0,4

Таблица 1.2.3

Вынос фосфора из с/х почв разного типа, мг/м² в год (данные Фолленвайдера, цит.: по Шилькрот, 1975)

Формы фосфора	Почвы		
	Олиготрофные	Мезотрофные	Политрофные
Общий фосфор	<20	20-50	50
Фосфаты	<20	10-25	25

Роль животноводства в формировании состава стока с сельскохозяйственных угодий может быть очень значительна, особенно в крупных животноводческих регионах. При попытках количественной оценки доли животноводства, как источника биогенов, можно использовать данные Фолленвайдера о содержании общего азота и фосфора в экскретах различных домашних животных (табл. 1.2.4). Эвтрофирующие вещества, поступающие на поверхность почвы с экскретами животных, не могут непосредственно обогащать природные воды. Большая часть их адсорбируется почвой. Какая-то часть все же попадает в водотоки, в грунтовый сток и водоемы.

Таблица 1.2.4

**Количество общего азота и фосфора в экскретах домашних животных
(кг на 1000 кг живого веса в год)
(данные Фолленвайдера, цит.: по Шилькрот, 1975)**

Животные	Общий вес экскретов	Сухой вес экскретов	Азот	Фосфор
Лошади	18000	3960	128	19
Крупный рогатый скот	27000	3780	156	17
Свины	30600	3980	150	45
Овцы	12600	4030	119	20
Куры	8600	3870	85	31

Также существует зависимость количества вымываемых веществ от типа угодий на водосборах и различных геологических условий (табл. 1.2.5). Предложена схема для оценки вымывания из почв удобрений. Согласно ей, в природные воды может поступать 10–20 % азота и 1–5 % фосфора, содержащихся в экскретах животных (Шилькрот, 1975).

Таблица 1.2.5

**Пределы изменений величин выноса общего фосфора с разных угодий на водосборах, различающихся геологическими условиями (мг/м² в год)
(данные Диллона и Кирхнера цит.: по Шилькрот, 1975)**

Тип угодий	Изверженные породы	Осадочные породы
Лес	0,7-8,8	6,7-18,3
Лес и пастбища	5,9-16	11,1-37,0

1.2.4. Рекреация

Одной из форм использования водных систем является использование их для рекреационных целей, вследствие чего природно-антропогенные объекты в пределах города, имеющие рекреационную ценность, подвергаются значительным нагрузкам, зачастую ставящим под сомнение само существование этих объектов либо значительно снижающим их ценность.

Для многих водных объектов по всему миру отмечается ускоренное эвтрофирование и ухудшение качества воды в результате чрезмерной рекреационной нагрузки (Россолимо, 1975). Все виды отдыха, хотя и в разной степени, влияют на прилегающую к озеру территорию и на акваторию водоема.

В береговой зоне в результате рекреации изменяются почво-растительные комплексы. Уплотнение и истирание верхнего горизонта почвы, нарушение травянистого покрова изменяют условия инфильтрации осадков, смыва почвы, скорости и глубины проникновения поверхностных загрязнений в почву. С увеличением уклона берегового склона загрязняющие вещества могут выноситься поверхностным стоком в водоем по тропинкам и выбитым участкам. Меняется качество грунтовых вод. Изменение в почвенном покрове береговой зоны приводит к снижению микробиологической активности почвы и нарушению процессов ее самоочищения. Отсутствие или недостаток отхожих мест в зоне отдыха, спуск стоков из кемпингов, расположенных по берегам озер, приводит к тому, что после солнечного выходного дня содержание биогенных органических веществ (по БПК) и бактерий в озере обычно возрастает.

От одного отдыхающего в прибрежной зоне ежесуточно может накапливаться 1,4 г общего фосфора и 14 г общего азота. В непроточных озерах под влиянием поступления больших количеств органических и биогенных веществ начинают интенсивно развиваться водные организмы, а у воды появляется неприятный привкус и запахи, повышается цветность. Ухудшение качества воды приводит к перестройке биоценозов, следствием чего является бурное развитие синезеленых водорослей. Это, в свою очередь, делает невозможным дальнейшее использование водоема для целей отдыха. В местах «цветения» образуются продукты распада водорослей, при этом содержание органического вещества в воде в 20–40 раз превышает нормы для углерода, в 30–150 раз для азота и в 25–100 раз для фосфора. Количество бактерий возрастает в 100–200 раз, и создаются благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры. В зонах с высокой концентрацией синезеленых водорослей недостаток кислорода приводит к разрушению рыбных кормовых баз и гибели рыб. С эстетической точки зрения концентрация хлорофилла не должна превышать 100 мг/м³. Купающиеся вносят непосредственно в водоем как биогенные, так и загрязняющие вещества (Драбкова и др., 1994). В течение десяти минут купания человек вносит в воду больше 3 млрд сапрофитных бактерий и от 100 тыс. до 20 млн кишечных палочек. Каждый купающийся вносит в водоем в среднем 75 мг общего фосфора и 695 мг общего азота (Шамардина, 1975), по данным Романова В.П. (1985) – 106 мг общего фосфора и 214 мг минерального азота, по другим данным, поступление общего азота может достигать 7 г, общего фосфора – 500 мг (Авакян и др., 1987). При длительности купального сезона 100 дней от одного человека в водоем может

поступить 7,5 г фосфора и 70 г азота. Озеро глубиной 10 м может безболезненно принимать нагрузку фосфором до 0,1 гР/м², можно рассчитать, что площадь поверхности водоема на одного купальщика, необходимая для того, чтобы избежать эвтрофирующего влияния, должна быть не меньше 160–200 м²(Шамардина, 1975).

Таким образом, несмотря на кажущуюся «экологичность» использования водоемов в рекреационных целях, при неправильной организации отдыха возможно нарушение функционирования водных экосистем, их деградация и утрата ими их рекреационной значимости.

1.2.5. Атмосферные выпадения

Выпадение различных элементов и веществ с атмосферными осадками усиливает их поверхностный сток в водоемы. Особенно высока роль этого источника поступления на урбанизированных территориях. Но и в местах, удаленных от промышленного производства, в среднем за год может выпадать до 0,03–0,04 кг/га минерального фосфора и 3–4,5 кг/га азота (соотношение аммонийного азота к нитратному 2:1) (Шилькрот, 1975). Ведущая роль атмосферным выпадениям принадлежит и в случае закисления водоемов и водосборов.

1.3. Последствия эвтрофирования

В современных условиях процессы развития и преобразования водных экосистем протекают значительно быстрее, чем раньше, поскольку они обусловлены не столько естественными факторами, действующими в масштабе геологического времени, сколько антропогенными. К числу глобальных процессов, резкое возрастание скорости которых отмечено в последние десятилетия, можно отнести процесс антропогенного эвтрофирования (РД..., 2000). Естественно, что это не единственная проблема для водных экосистем, но именно ее называют доминирующей в современных условиях (Søndergaard et al., 2007).

Процессы эвтрофирования настолько интенсифицировались, что приводят к постоянно усиливающемуся ухудшению качества воды. Явление стихийного антропогенного эвтрофирования получило глобальный характер и резко выражено как в олиготрофных холодноводных озерах Европы, Северной Америки, Азии, так и на мезо- и эвтрофных водохранилищах умеренных широт. Этот процесс характерен также для прудов, эстуарных бассейнов и в отдельных случаях даже для морей (Науменко, 2007). В Азиатском регионе

54 % озер и водохранилищ являются эвтрофными, в Европе, Африке, Северной и Южной Америке – 53 % (Bartrametal., 1999).

В небольших замкнутых водных объектах, к которым относятся озера, эвтрофирование приводит к резкому уменьшению глубин, а затем и к их исчезновению, особенно если этот процесс сопряжен с заиливанием. Актуальна эта проблема и для Республики Татарстан. Детальные исследования, выполненные в 1968–1970 гг. в Казанском отделе гидрологии и водных ресурсов СевНИИГиМ, выявили в Татарской АССР 8691 озеро (начиная с озер площадью 0,1 га), однако не было обнаружено множество озер (1071), имевшихся ранее на землеустроительных планах, составленных по материалам аэрофотосъемки 1957–1959 гг. (Озера..., 1976). По состоянию на 2008 г. в Республике Татарстан насчитывалось 8111 озер (Государственный доклад..., 2009), близкое значение – более 8000 – фигурирует во всех Государственных докладах о состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан последних лет.

С процессами эвтрофирования связаны и другие неблагоприятные последствия для водных экосистем, например, сопутствующее массовое развитие синезеленых водорослей. Так называемое «цветение» приводит к ухудшению органолептических качеств воды – появляется неприятный вкус и запах, изменяется ее цвет. Отмирание водорослей и их последующее разложение приводит к резкому снижению концентрации растворенного кислорода, особенно в придонных слоях воды, что ведет к замору рыб и гибели других гидробионтов. Кроме того, некоторые виды синезеленых водорослей могут продуцировать разнообразные вторичные метаболиты – цианотоксины, которые губительно действуют на водную флору и фауну (Coddetal., 2005). Отмечается, что примерно 60 % проб с синезелеными водорослями могут содержать цианотоксины.

Разнообразие цианотоксинов, выделяемых синезелеными водорослями (*Microcystis*, *Nodulariaspp.* и др.), чрезвычайно высоко, например, только вариаций микроцистинов, обладающих острым гепатотоксическим эффектом, существует около 80. Кроме упомянутого токсического влияния на клетки печени, цианотоксины могут обладать нейротоксическими и дерматоксическими механизмами воздействия, а также блокировать синтез многих важных белков (Sivonen, Jones, 1999). Описание основных групп цианотоксинов приведено ниже.

Анатоксины – группа нейротоксических алкалоидов (рис. 1.3.1), продуцируемых цианобактериями родов *Anabaena*, *Oscillatoria* и

Aphanizomenon. Токсичность этих соединений (LD_{50}) варьирует от 20 до 250 мкг/кг веса.

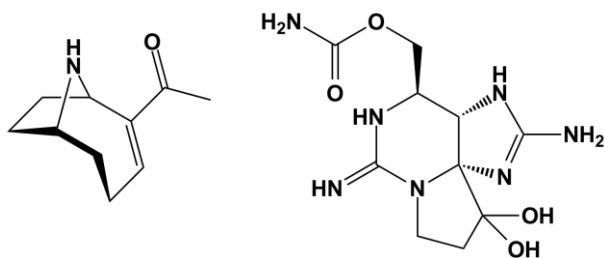


Рис. 1.3.1. Структурные формулы нейротоксических цианотоксинов: анатоксина-а и сакситоксина

Сакситоксины – как и анатоксины, являются нейротоксическими алкалоидами, которые также известны как паралитический яд медуз (рис. 1.3.1). Эта группа высокотоксичных соединений с LD_{50} на уровне 10 мкг/кг. Сакситоксины продуцируются рядом родов цианобактерий: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria*.

Микроцистины – наиболее часто встречающиеся цианотоксины (Zaccaroni, Scaravelli, 2008), представляют собой моноциклические гептапептиды, содержащие специфическую аминокислоту (Adda). Микроцистины блокируют протеинфосфатазы PP1 и PP2A, что вызывает гепатотоксический эффект. Эти токсины продуцируются цианобактериями родов *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Rivularia* и *Synechococcus*. Однако наиболее часто отмечаются для родов *Anabaena* и *Microcystis*. Клетки последнего рода могут содержать около 0,2 пг микроцистина, что может представлять реальную угрозу при массовом развитии цианобактерий. При благоприятных условиях синезеленые водоросли данных родов могут являться доминирующей группой фитопланктона, составляя от 47 до 100 % общей численности и биомассы (до 25 трлн клеток и 1,7 кг биомассы на м³ в пятнах цветения).

Относительная токсичность микроцистинов может отличаться в зависимости от молекулярной структуры; микроцистин-LR (рис. 1.3.2) – одна из наиболее токсичных форм с LD_{50} около 50 мкг/кг. Норматив для питьевой воды, рекомендуемый ВОЗ для микроцистина-LR, составляет 1 мкг/л (WHO, 2011).

Структура нодуляринов (рис. 1.3.3) сходна с микроцистинами, они оказывают схожий гепатотоксический эффект и имеют аналогичные значения LD₅₀. Этот тип токсинов продуцируется видом *Nodularia spumigena*.

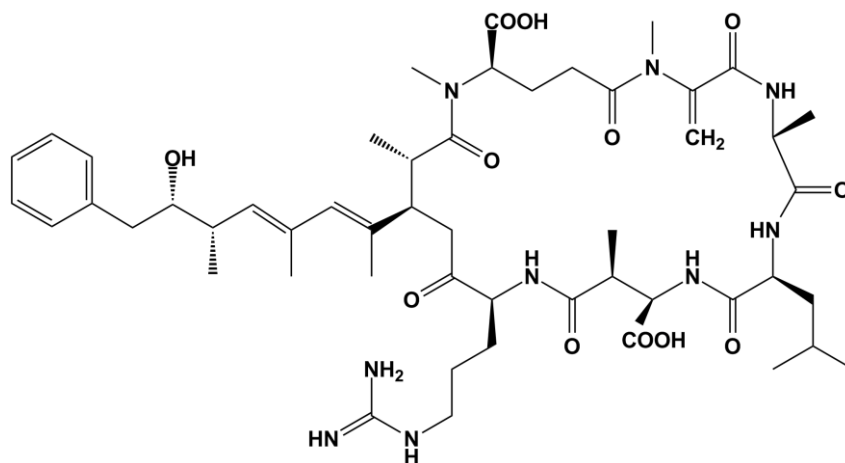


Рис. 1.3.2. Структурная формула микроцистина-LR

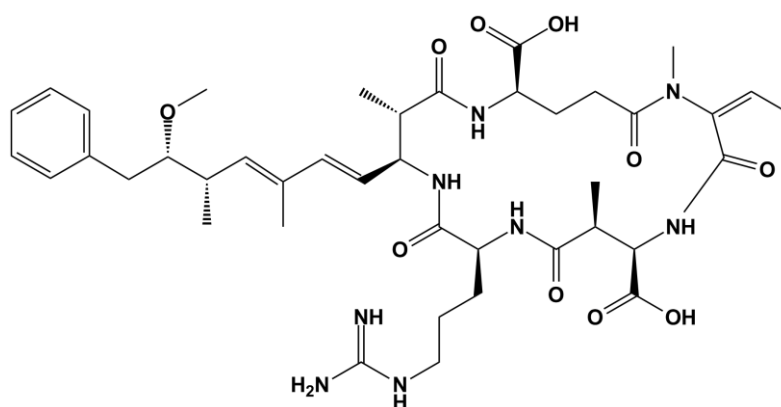


Рис. 1.3.3. Структурная формула нодулярина-R

Первоначально выделенные из цианобактерий вида *Cylindrospermopsis raciborskii* цилиндроспермопсины (рис. 1.3.4) также продуцируются *Aphanizomenon ovalisporum* и *Umezakia natans*. Циклический алкалоид, как и микроцистин, в первую очередь поражает печень, а также приводит к значительному повреждению других жизненно важных органов, LD₅₀ составляет 200 мкг/кг.

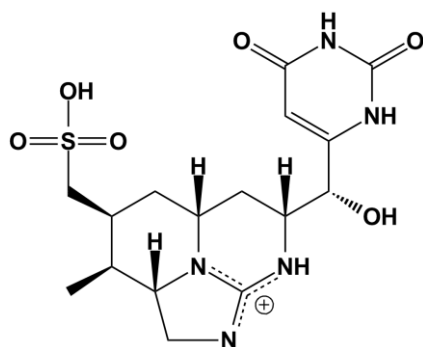


Рис. 1.3.4. Структурная формула цилиндроспермопсина

Продуцируемые некоторыми морскими цианобактериями, такими как *Lyngbya*, аплизиатоксины (рис. 1.3.5) широко известны дерматотоксичной активностью, вызывая воспаление кожи. Они также являются мощными промоутерами злокачественных опухолей. Аплизиатоксины были обнаружены в ассоциации с нитчатыми цианобактериями, в том числе *Schizothrix calcicola* и *Oscillatoria nigroviridis*.

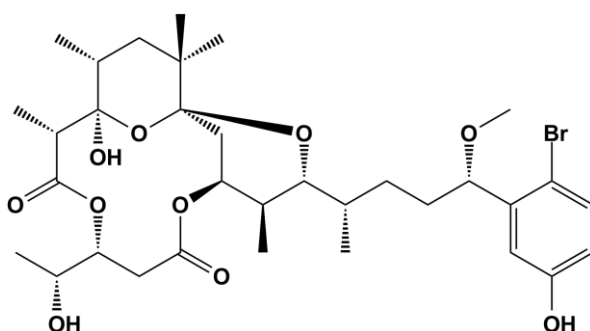


Рис. 1.3.5. Структурная формула аплизиатоксина

Лингбиатоксин-а – индол-алкалоидный токсин, схожий с продуцируемым микроорганизмами рода *Streptomyces* телеоцидином-В. Этот токсин продуцируют цианобактерии *Lyngbya majuscula*, является возбудителем дерматитов, а также сильным опухолевым промоутером.

Ежегодно во всем мире фиксируются случаи токсичного цветения синезеленых водорослей (табл. 1.3.1) и отравления диких, домашних и сельскохозяйственных животных от употребления воды, зараженной цианотоксинами.

Таблица 1.3.1

Случаи токсичного цветения синезеленых водорослей (Cood et al., 2005)

Европа:	Бельгия, Германия, Греция, Великобритания, Венгрия, Дания, Ирландия, Испания, Италия, Латвия, Нидерланды, Норвегия, Польша, Португалия, Россия, Словакия, Словения, Украина, Финляндия, Франция, Чехия, Швеция, Швейцария, Эстония.
Ближний Восток и Азия:	Бангладеш, Вьетнам, Индия, Израиль, Иордания, Малайзия, Непал, КНР, Саудовская Аравия, Таиланд, Турция, Филиппины, Шри-Ланка, Южная Корея, Япония.
Америка:	Аргентина, Бермудские Острова, Бразилия, Венесуэла, Канада, Мексика, США, Чили.
Австралия:	Австралия, Новая Зеландия, Новая Каледония.
Африка:	Ботсвана, Египет, Зимбабве, Кения, Марокко, Эфиопия, ЮАР.
Антарктида:	Шельфовый ледник Мак-Мёрдо.
Моря и океаны:	Атлантический океан, Балтийское море, Карибское море, Индийский океан.

Можно отметить, что эта проблема характерна не только для последнего времени, первые свидетельства цианобактериальной интоксикации датируются еще началом XIX века (табл.1.3.2).

Таблица 1.3.2

Первые литературные данные о гибели животных от употребления воды, зараженной цианотоксинами (цит.: по Cood et al., 2005)

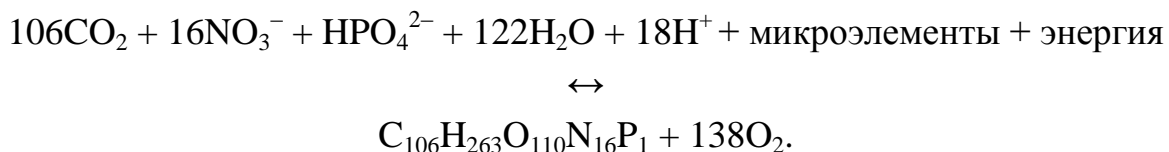
Расположение	Вид цианобактерий	Погибшие животные	Автор, год
Ютландия, Дания (оз. Sunds, Gjødstrup, Flynder, Stubbergårds)	Не идентифицирован	Крупный рогатый скот	Hald, 1833
Южная Австралия (оз. Alexandrina)	<i>Nodularia sputigena</i>	Овцы, крупный рогатый скот, лошади, свиньи, собаки	Francis, 1878
Померания, Польша (оз. Barlevice)	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Утки, курицы, голуби, рыбы, лошади и другие с/х животные	Benecke, 1884

Чрезвычайно опасны эти токсины и для людей, контакт с ними может приводить к аллергическим реакциям, развитию опухолевых процессов, отравлениям и даже смерти (Azevedoetal., 2002; Vasconcelos, 2006). Первый зафиксированный случай отравления человека цианотоксинами произошел еще в 1931 г. в Огайо (США), когда применение сульфата меди для борьбы с «цветением» источника питьевого водоснабжения привело к массовому отмиранию клеток водорослей, их лизису, и как следствие, поступлению содержащихся в них токсинов в воду и отравлению тысяч людей. В последующие годы были отмечены и другие эпизоды отравления цианотоксинами, например, в Зимбабве (1966), Австралии (1983), Бразилии (1993, 1996). В каждом из этих случаев отмечались как тяжелые отравления сотен людей, так и случаи смерти (Zaccaroni, Scaravelli, 2008). Проблема «цветения» поверхностных вод и загрязнения их цианотоксинами актуальна и для России. Установлено, что концентрация свободных микроцистинов в воде водных объектов рекреационного назначения может многократно превышать нормативы ВОЗ (Никитин и др., 2012; Степанова и др., 2012).

Перечисленные факты свидетельствуют о необходимости принятия мер, направленных на снижение интенсивности обмеления, зарастания и деградации водоемов, на восстановление водной экосистемы в целом. В настоящее время, когда водные объекты и их водосборы подвержены значительному антропогенному воздействию, *восстановление следует понимать не как возврат экосистемы к ее начальному состоянию в далеком прошлом, а, прежде всего, как снижение антропогенной нагрузки на водоем, удаление биогенных и загрязняющих веществ, повышение самоочищающей способности* (Румянцев и др., 2000). При этом решение задачи сохранения и восстановления лентических экосистем требует современных комплексных экотехнологических подходов.

Основным фактором, определяющим биологическую продуктивность водоемов и, как следствие, интенсивность процессов эвтрофирования, является содержание биогенных элементов, и в первую очередь содержание фосфора. Связано это с чрезвычайной важностью этого элемента для биологических процессов, что находит свое отражение в известном стехиометрическом соотношении – коэффициенте Редфилда, согласно которому соотношение концентраций основных биогенных элементов в фитопланктоне является следующим: по числу атомов – O:C:N:P = 212:106:16:1, по молярному весу – O:C:N:P = 109:41:7,2:1. Таким образом, в фотическом слое на каждый миллиграмм фосфора, используемого в процессе фотосинтеза, приходится

7,2 мг азота и 76 мл CO₂ (при этом выделяется аналогичное количество кислорода):



Трансформируя формулу, в конечном итоге получаем:



Если отношение концентрации азота к концентрации фосфора превышает 7,2, можно говорить о том, что фосфор является лимитирующим элементом. При этом необходимо отметить, что многие синезеленые водоросли способны к азотификации, так что дефицит азота для них не столь страшен, как доступность фосфора. Поэтому сокращение поступления этого элемента в водоем, снижение его биодоступности является основополагающей стратегией в контроле эвтрофирования. Этого можно добиться, уменьшая поступление фосфора с водосбора, увеличивая время его удержания в донных отложениях, а также повышая скорость удаления фосфора из водоема (Hupfer, Hilt, 2008). При этом для большей эффективности восстановительных мероприятий желательно проводить работу по всем трем названным направлениям. Сосредоточение внимания лишь на одном из них может свести на нет все усилия. Например, можно эффективно (на 80–90 %) проводить мероприятия по снижению внешней нагрузки биогенов. Однако ожидаемый положительный эффект от такого восстановления может быть отсрочен на 10–15 лет (Jeppesen et al., 2005). В то же время, применяя комбинированный подход, можно сократить период ожидания в несколько раз.

За последние десятилетия разработано и внедрено в практику большое число методов, применяемых на водоемах для целей восстановления (Хендерсон-Селлерс, 1987, 1990; Драбкова, 1994; Румянцев, 2000; Прыткова, 2002; Klapper, 2003; Cooke, 2005; Jeppesen, 2005; Теория и практика..., 2007; Søndergaard, 2000, 2007; Gulati, 2002, 2006, 2008; Gupta, 2008; Hupfer, 2000, 2008; Jørgensen, 2005, 2008; Ugochukwu, 2008; Ansari, 2011 и др.). Пионерами в этом стали страны Западной Европы и Северной Америки. В первую очередь: Швеция, Дания, Голландия, Великобритания, Германия, США и Канада. Российский опыт несколько беднее, хотя первые работы по исследованию антропогенного эвтрофирования внутренних водоемов были начаты в СССР

еще в 1963 г. (Науменко, 2007). В настоящее время есть удачные примеры восстановления озер в Японии, Австралии, Новой Зеландии и других странах, в том числе имеются примеры успешного осуществления оздоровительных мероприятий на водоемах и в отечественной практике (Теория и практика..., 2007).

Методы по восстановлению водных экосистем в обязательном порядке должны учитывать всю совокупность сложных абиотических и биотических процессов, протекающих как в водоеме, так и на его водосборе, специфику структуры и функционирования сообществ гидробионтов, исторические особенности становления и развития водного объекта и многие другие аспекты.

Можно отметить, что основные методы по восстановлению водных экосистем, как правило, построены на балансовом принципе поступления веществ. В частности, можно отметить, что основной негативный эффект оказывают загрязняющие вещества, находящиеся в свободном доступе непосредственно в водной толще, поэтому многие мероприятия направлены на снижение их концентрации, и как следствие – на оздоровление (на примере фосфора – рис. 1.3.6).

Негативный эффект оказывает фосфор, содержащийся непосредственно в водной толще, поэтому мероприятия, направленные на сокращение его концентрации, и как следствие – на восстановление водоема, будут включать действия по снижению его эмиссии, как за счет прямого внешнего поступления, так и за счет высвобождения из донных отложений, а также меры по увеличению его вывода из системы (осаждение, водосток из водоема, удаление донных отложений). Существуют и другие средства, например, получившее большое распространение в последнее время биоманипулирование.



Рис. 1.3.6. Балансовая схема фосфора в водоеме

В целом существует два подхода к восстановлению водоемов:

– Воздействие на водосборный бассейн с целью **снижения внешней нагрузки** (профилактические меры), включающее строительство локальных

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

– Вмешательство во внутриводоемные процессы с целью **снижения внутренней нагрузки** (оздоровительные меры).

Однако, несмотря на большое разнообразие современных методов оздоровления водоемов, эффективность способности экологических систем к самовосстановлению может существенно превышать результативность самых лучших инженерных решений.

Контрольные вопросы

1. Перечислите основные естественные факторы, отвечающие за формирование физико-химических условий в водоеме.

2. Дайте характеристику основных современных проблем водных экосистем: поступление загрязняющих веществ, закисление, засоление, заиление.

3. Что такое эвтрофирование? Отличие антропогенного эвтрофирования от естественного.

4. Основные источники антропогенного эвтрофирования: населенные пункты, промышленное производство, сельское хозяйство, рекреация.

5. Причины возникновения эвтрофирования, возможные последствия.

6. Неблагоприятные последствия «цветения» водоемов. Основные факторы, определяющие биологическую продуктивность водоемов.

7. Цианобактериальные токсины, источники поступления, основные группы, неблагоприятные последствия их нахождения в природных водах.

8. Стехиометрический коэффициент Редфилда, использование для установления лимитирующих факторов эвтрофикации.

9. Что понимается под термином «восстановление водных экосистем»?

10. Приведите причины необходимости применения оздоровительных мероприятий на водоеме.

2. МЕРОПРИЯТИЯ ПО ВОССТАНОВЛЕНИЮ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

2.1. Эвтрофированные экосистемы

2.1.1. Снижение внешней нагрузки

Самым первым шагом, к восстановлению озера или водохранилища, является снижение поступления промышленных, ливневых и тому подобных сточных вод, так называемой внешней нагрузки. Эти источники обычно вносят наибольший вклад в содержание фосфора, азота, других биогенов и загрязняющих веществ в водоеме. Если этого не предпринять, то любые восстановительные процедуры не приведут к сколь-нибудь значимому и устойчивому улучшению состояния. Иногда одно лишь снижение внешней нагрузки уже может быть достаточной мерой для возвращения водной экосистемы к нормальному функционированию. Однако в большинстве случаев другие источники поступления биогенов могут быстро восполнять эти потери и требуют проведения дополнительных восстановительных мероприятий. Например, необходимо учитывать, что запасы фосфора в донных отложениях могут быть мощным внутренним источником этого биогенного элемента (сопоставимым с внешним воздействием), быстро восполняя его дефицит, образующийся вследствие сокращения его поступления извне (Прыткова, 2002; Gulati, 2008; и др.).

Можно 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. Это обуславливает интенсивное поступление веществ из донных отложений, в том числе и биогенов, вызывающих возобновление «цветения», непосредственно в фотический слой. Скорость высвобождения веществ в таких водоемах бывает отчетливо выше, чем даже при восстановительных условиях, но в стратифицированных озерах. 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, по причине высокой температуры и биологической активности, также отмечают положительную связь с трофическим статусом. Разумеется, в конце концов, такая нагрузка также снизится, однако это может занять несколько десятилетий (Cooke, 2005).

Сокращение внешнего поступления фосфора может быть достигнуто различными средствами. Во-первых – непосредственным снижением эмиссии фосфора в водоем, во-вторых – повышением удерживающей способности водосбора, в-третьих – очисткой впадающих притоков перед их попаданием в водоем.

Планомерное снижение эмиссии фосфора в водный объект включает:

- Мероприятия по вводу в эксплуатацию новых или увеличению эффективности работы существующих очистных сооружений по очистке коммунально-бытовых, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод.

- Применение систем оборотного водоснабжения на предприятиях.

- Использование кольцевой системы дренажной канализации на водосборной площади для сбора и отвода на очистные сооружения ливневых сточных вод по периметру водного объекта.

- Внедрение продуманного подхода к управлению водосборным бассейном, особенно в пределах городской черты (так называемая «наилучшая природоохранная практика»). Это, в частности, обеспечивает превентивную защиту водоема от воздействия рассеянных источников загрязнения, за счет снижения объемов дождевого, талого и паводочного стоков (Hupfer, Hilt, 2008).

Наиболее эффективным для целей восстановления является совместное применение вышеприведенных методов.

Защита от точечных источников воздействия. Снижение внешней нагрузки приводит к быстрому и заметному улучшению состояния водоема: снижаются концентрации биогенных элементов, уменьшается количество фитопланктона, увеличивается прозрачность воды. При удалении загрязняющих веществ снижается их количество и в принимающем водоеме. Наилучшим решением в снижении внешней нагрузки, за счет уменьшения поступления от организованных (точечных) источников сточных вод, а также за счет уменьшения нагрузки с водосбора (рассеянные источники), при условии сбора и отвода ливневых сточных вод по периметру водного объекта, является строительство очистных сооружений. Единственным недостатком в данном случае является дороговизна осуществления подобных мероприятий.

В зависимости от состава сточных вод применяются различные методы и способы очистки. Сточные воды очищают механическими, физико-химическими и биологическими методами. Выбор схемы очистки определяется рядом факторов, включающих показатели очищаемого стока, возможность утилизации примесей и повторного использования воды для производственных нужд, состояние водоема, качество воды в нем и т.д.

При сильной загрязненности сточных вод их очистка от примесей производится в несколько этапов. Во всех случаях очистки стоков первой стадией является механическая очистка, предназначенная для удаления наиболее крупных механических примесей, взвесей и дисперсно-коллоидных частиц. Последующая очистка от химических веществ осуществляется различными методами: физико-химическими (флотация, абсорбция, ионообмен; дистилляция, обратный осмос и ультрафильтрация и др.), химическими (реагентная очистка),

электрохимическими (окисление и восстановление, электродиализ, электрокоагуляция, электрофлотация и т.п.), биологическими. Если в сточных водах имеются вредные вещества, применяют термические методы, позволяющие уничтожить примеси. Как правило, во многих случаях приходится применять комбинацию указанных методов (Ветошкин, 2004).

Защита от рассеянных источников воздействия. Несмотря на то что основными источниками воздействия на водоемы являются организованные выпуски сточных вод, роль «рассеянной» нагрузки с водосбора остается очень высокой, особенно в условиях городской черты. Связано это с большими трудностями, как в учете, так и перехвате такой нагрузки. Однако игнорирование такого пути поступления веществ в водоем может существенным образом затруднить и замедлить наступление оздоровительного эффекта от других мероприятий.

Повышение способности к удержанию веществ на водосборной площади достигается созданием элементов ландшафта, например, таких как искусственные ветланды, залужением прилегающей территории, высадкой древесной и кустарниковой растительности, организацией водоохранных зон (Румянцев и др., 2000). Дополнительным эффективным методом, уменьшающим эвтрофирующую нагрузку ландшафта на водоем, может стать использование удобрений, не содержащих фосфор (рис. 2.1.1).



Рис. 2.1.1. Применение удобрений, не содержащих в своем составе фосфор, уменьшает эвтрофирующую нагрузку ландшафта на водоемы (www.blog.mlive.com)

Очистку поступающих вод непосредственно перед попаданием в водоем можно осуществлять при помощи мероприятий по организации буферных систем между водосборной площадью и водоемом, например созданием пояса прибрежной растительности, перехватывающих прудов, ветландов и т.д. (раздел 2.1.4).

Схожий эффект дают мероприятия непосредственно по берегу водоема, например, обустройство и укрепление береговой линии. Существующие традиционные технологии укрепления берегов дают возможность предотвратить процесс ослабления и размыва грунта, вызванный действием воды, например, при помощи специальных объемных сетчатых конструкций – габионов (рис. 2.1.2), каменной наброски и т.п.

Габионные конструкции представляют собой естественные строительные блоки, выполненные из оцинкованной сетки, заполненные природным камнем или галькой. Их применение резко уменьшает уровень гидростатического влияния на грунт, обеспечивая надежную защиту берегов.

Содержащиеся в подобных конструкциях частицы грунта способствуют росту растительности, что не только придает данным сооружениям со временем еще большую прочность, но и способствует тому, что они становятся частью окружающего ландшафта и даже его украшением. По своей форме объемные конструкции можно разделить на типы – коробчатые габионы и матрацы (матрац Рено).

Не менее эффективным является укрепление берегов объемной георешеткой – сотовой конструкцией из полимерных лент, скрепленных прочными сварными швами в шахматном порядке. Образованный каркас заполняется щебнем, песком или растительным грунтом. Подобная конструкция предотвращает опускание грунта, расползание склонов и позволяет решить проблему подмывания берегов (Укрепление..., 2011).

В последнее время также активно применяется берегоукрепление с использованием бревен лиственницы (рис. 2.1.3). Лиственница не гниет в воде, конструкции из нее отличаются долговечностью и высокой эстетической привлекательностью.



Рис. 2.1.2. Береговая линия, укрепленная габионами (Укрепление..., 2011)



Рис.2.1.3. Укрепление берегов при помощи вертикальной стенки из лиственничных свай (Неизвестный Татарстан..., 2013)

2.1.2. Снижение реакционной способности фосфора

Фосфор в природных водах представлен тремя основными группами: растворимый реакционноспособный фосфор (преимущественно минеральный), растворимый нереакционноспособный – органический фосфор и фосфор в частицах (отделяется от двух других при помощи фильтрования) (Rigler, 1973). Сумма первой и второй групп называется также растворимым фосфором, а сумма всех трех групп – общим фосфором.

Особый интерес вызывает растворимый реакционно способный фосфор, именно он в первую очередь участвует в биологических реакциях. Эта фракция фосфора в основном состоит из ортофосфатов (PO_4^{3-}), которые непосредственно используются для процессов фотосинтеза и могут существенно лимитировать рост водорослей, находясь в недостатке. Несмотря на то что концентрация фосфатов, особенно в вегетационный сезон, обычно низкая, существенного их недостатка для растений не наблюдается. Происходит это из-за высокой скорости обменных реакций с участием фосфора. Например, в летний период полный цикл этого элемента может пройти всего за минуту.

Снижая концентрацию фосфора до предела, лимитирующего рост водорослей, можно предотвратить нежелательное «цветение» воды. В случае значительного сокращения внешней нагрузки и при низких скоростях поступления из донных отложений количество фосфора может быть снижено и, как следствие, может наблюдаться быстрое оздоровление водоема. Однако подобная ситуация является скорее исключением, чем правилом (Cooke, 2005). Другие источники фосфора, в основном внутренние, восполняют его недостаток в воде и требуют проведения дополнительных мероприятий.

Доступность фосфора можно уменьшить, повышая интенсивность его седиментации (инактивация фосфора) или сокращая поступление фосфора из донных отложений при помощи таких методов, как аэрация, оксигенация, внесение нитратов и изолирование.

Инактивация фосфора, его цель – удаление доступного фосфора из водной толщи и замедление обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды. Связывание свободного фосфора осуществляется внесением химических добавок с его последующим осаждением. Добавки вносят непосредственно в воду с плавсредств, распыляют с самолетов или же рассыпают по льду (рис. 2.1.4).

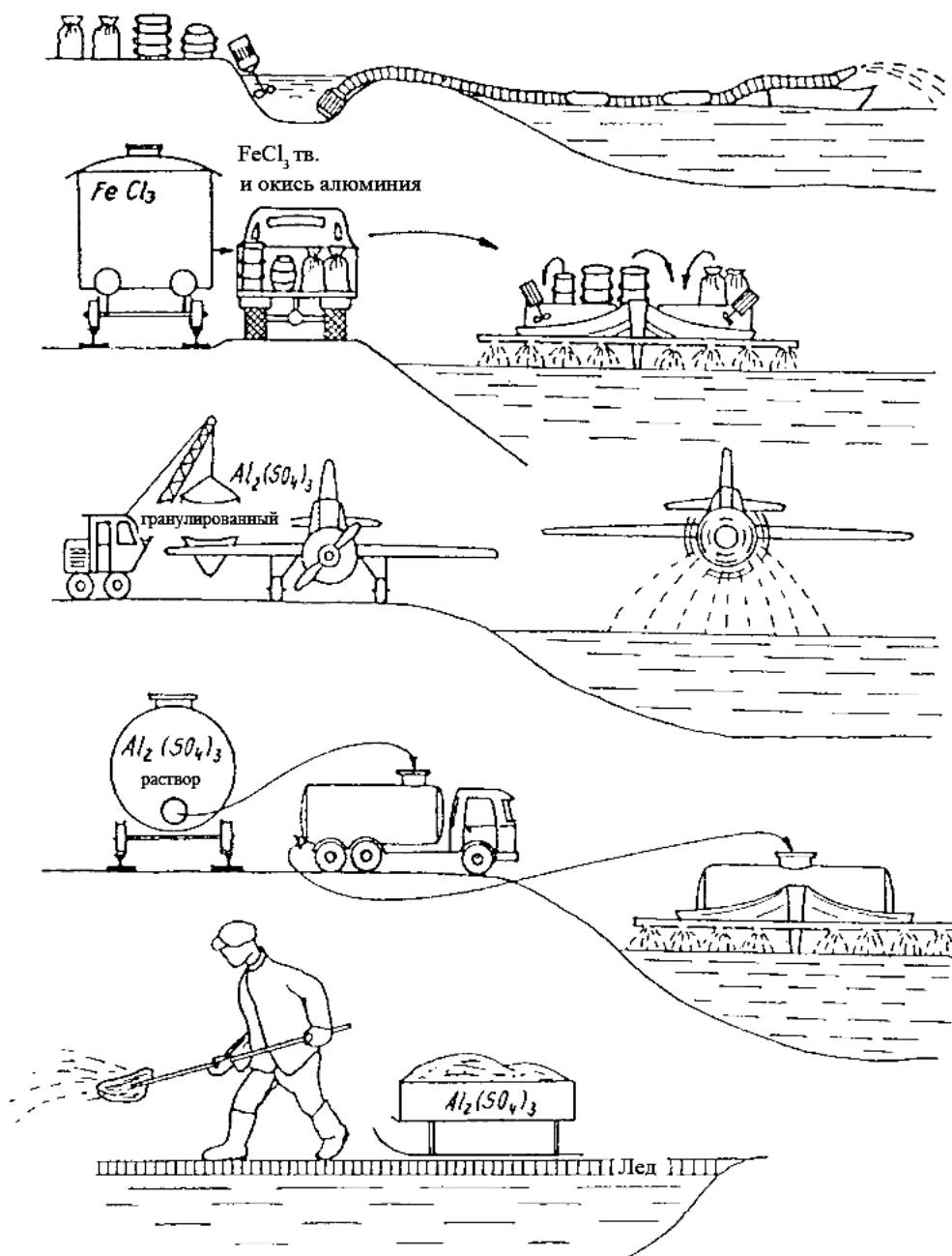


Рис. 2.1.4. Способы внесения реагентных добавок (Кларгер, 2003)

Наиболее широкое применение нашли в основном соединения алюминия и железа, в меньшей степени кальция (Кларгер, 2003). По способности удерживать фосфор связывающие вещества расположены в следующей убывающей последовательности: $Al > Fe > Ca$. Стоимость реализации подобных мероприятий составляет порядка 300 тыс. руб. на гектар акватории.

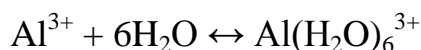
Алюминий вносят в виде сульфата или хлорида алюминия ($Al_2(SO_4)_3$, $AlCl_3$), алюмината натрия ($Na_2Al_2O_4$) в дозировках от 3 до 30 г/м³ в пересчете на Al (Нурфер, Хилт, 2008). Некоторые авторы предлагают использовать для определения дозы молярные соотношения между концентрациями алюминия и

фосфора в воде и донных отложениях, например 4:1. Железо вносят в виде сульфата (FeSO_4), хлорида (FeCl_2 и FeCl_3) или хлоросульфата железа (FeClSO_4) в количестве от 1 до 150 г/м^3 в пересчете на Fe. Внесение железа часто сочетают с мероприятиями, улучшающими кислородный режим в водоеме: дестратификацией, аэрацией гипополимниона, добавлением нитратов. Иногда для осаждения фосфора применяют карбонат или гидроксид кальция от 10 до 250 г/м^3 в пересчете на Ca. Необходимо учитывать, что внесение гидроксида кальция может привести к гибели макрофитов и других гидробионтов вследствие кратковременного, но резкого повышения величины pH.

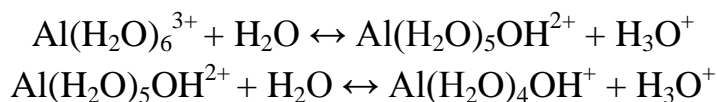
В мелководных озерах с высокими значениями pH в течение лета также может наблюдаться высвобождение фосфора из связанных с железом и алюминием форм вследствие обменных реакций с гидроксид-анионом. Можно отметить, что эффективность внесения фосфор-связывающих добавок оказывается особенно высокой, если озеро имеет низкую интенсивность водообмена (Hupfer, Hilt, 2008).

Для лучшего понимания процессов инактивации фосфора можно рассмотреть химические реакции, происходящие при поступлении связывающих добавок.

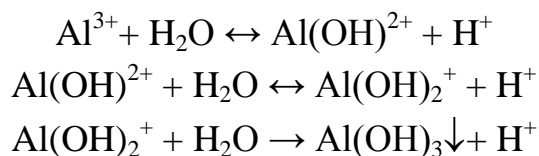
При внесении солей алюминия происходит их быстрая диссоциация с образованием ионов Al^{3+} , которые тут же гидратируются:



Далее, через серию реакций гидролиза, образуется гидроксид алюминия $\text{Al}(\text{OH})_3$ – в виде аморфных коллоидных хлопьев с высокой адсорбционной способностью к фосфору:



ит.д., опуская молекулы воды, получаем:



Гидроксид алюминия образует раствор молочного цвета, из которого быстро начинают выделяться крупные частицы. Они быстро растут в размере и по массе, образуя видимые хлопья, которые проходят через водную толщу и осаждаются на дно. Этот процесс происходит довольно быстро, поэтому прозрачность восстанавливается в течение нескольких часов.

Кисотно-основные свойства определяют химическую форму продуктов гидролиза алюминия и их растворимость (рис.2.1.5). При значениях рН воды, характерных для большинства пресноводных озер (6–8), доминирующей формой являются нерастворимые полимеризованные образования гидроксида алюминия ($\text{Al}(\text{OH})_3$), обладающие наилучшей способностью к захвату и удерживанию соединений фосфора (лучше всего неорганических). При рН от 4 до 6 образуются разнообразные растворимые формы, а при рН ниже четырех, преобладающей формой становится алюминий в ионной форме (Al^{3+}). Последняя форма очень опасна, так как является остротоксичной для гидробионтов, в особенности для рыб.

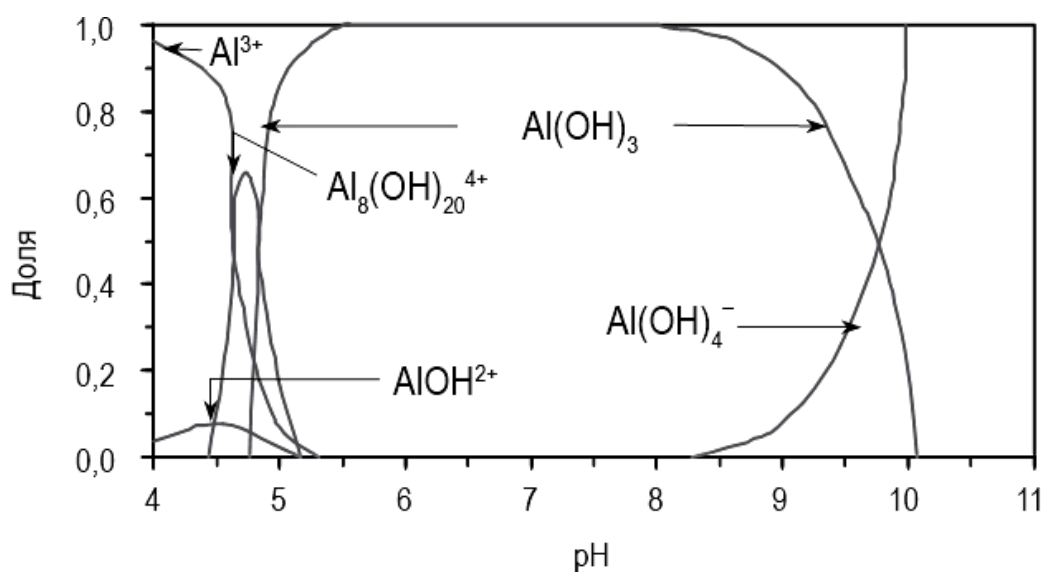


Рис. 2.1.5. Распределение соединений алюминия в зависимости от величины рН (Cooke, 2005)

Необходимо учитывать, что в ходе растворения солей алюминия происходит образование водородных ионов, которые при низкой буферной емкости водоема могут привести к понижению рН и, как следствие, преобладанию хорошо растворимых форм алюминия и высвобождению фосфора. В водоемах с низкой и средней щелочностью (<30 и 30–50 мг CaCO_3 /л) очистка с помощью солей алюминия может вызвать существенное снижение рН, даже при низкой их концентрации (рис.2.1.6). Параллельно

возрастает доля токсичных форм, таких как Al^{3+} и $Al(OH)_2^+$ (Cooke, 2005). В этих случаях процедуру необходимо проводить с особой осторожностью. В результате можно обойтись без существенного изменения pH при значительном снижении концентрации растворенного фосфора.

Для устранения этой проблемы также можно использовать сопутствующее внесение веществ, повышающих щелочность водоема, например: гидроксида натрия, кальция или карбоната натрия. Хорошим решением может стать использование алюмината натрия ($Na_2Al_2O_4$) – вещества обеспечивающего буферную емкость, при большом содержании алюминия. Возможно использование готовых коммерческих препаратов, уже содержащих в своем составе буфер, например, PHOSCLEAR™ (смесь сульфата алюминия 60–85 % и кальцинированной соды 15–40 %).

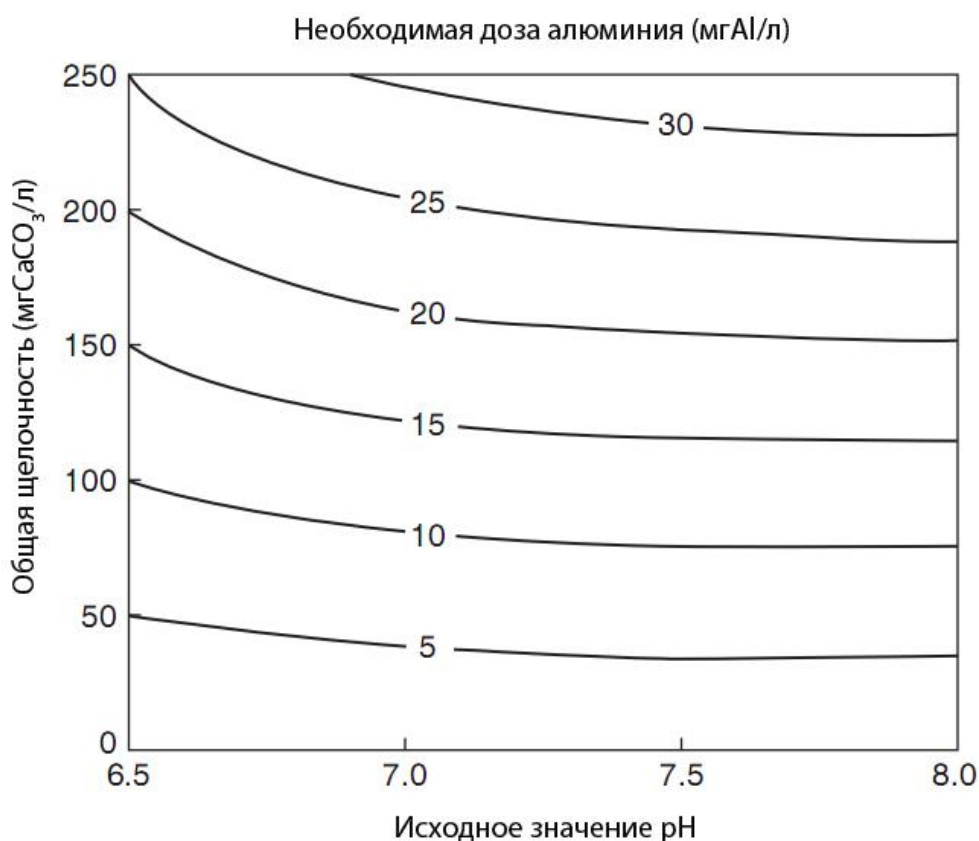


Рис. 2.1.6. Оценка необходимого для оздоровительных мероприятий количества соли алюминия в зависимости от исходных значений pH и щелочности водоема (Cooke, 2005)

При высоких значениях pH (более 8), например, в случае интенсивного фотосинтеза, образуется амфотерный алюминат-ион ($Al(OH)_4^-$), при этом

растворимость соединений алюминия растет, что также ведет к высвобождению сорбированного фосфора.

Помимо pH, важно учитывать и другие условия. Как было отмечено выше, гидроксид алюминия наилучшим образом связывает неорганические формы фосфора, поэтому кажется логичным его применение сразу после схода льда, до весеннего максимума развития фитопланктона, активно его потребляющего. Однако температурные условия оказывают большое влияние на реакционную способность алюминия. При низкой температуре хлопьеобразование значительно замедляется, в воде появляется $Al(OH)_2^+$ – токсичное соединение для гидробионтов.

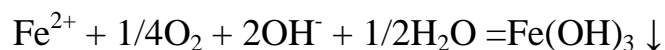
Другая важная причина, по которой не следует добавлять соли алюминия ранней весной – высокое содержание минерального фосфора в водоеме и как следствие, – возможность полного расходования в реакциях с ним. Первоочередная цель внесения алюминия – блокирование внутреннего поступления фосфора из донных отложений, а не устранение его из водной толщи. Кроме того, в этот сезон года характерны высокие скорости ветра, вызывающие сильное волнение на поверхности водоема. Это может оказать влияние как на практическую реализацию процедуры, так и на неравномерное распределение вносимых веществ по акватории. Помимо этого стоит учитывать, что кремний – хороший блокатор токсичных форм алюминия, – может отсутствовать из-за потребления диатомовыми водорослями в весеннем пике своего развития.

Таким образом, летнее внесение, непосредственно перед «цветением» синезеленых водорослей, представляется наиболее оптимальным. Также подходящим вариантом является проведение мероприятий ранней осенью, в конце вегетационного цикла (Cooke, 2005). Можно рекомендовать постепенное внесение солей алюминия небольшими порциями, так как единовременное добавление большой дозы будет менее эффективным.

Стоит учитывать и другой биологический фактор, влияющий на эффективность удерживания фосфора. Так, например, можно отметить важную роль бентосной фауны, способной перераспределять соединения алюминия в верхних слоях донных отложений за счет биотурбации, кроме того, рытье ходов в осадках приводит к усилению высвобождения фосфора из более глубоких слоев, где алюминий отсутствует.

Соединения железа и кальция также могут быть использованы для осаждения фосфора. Их применение не вызывает таких проблем, как снижение pH и образование токсичных соединений.

Неорганическое железо может присутствовать в водоеме в окисленной (Fe^{3+}) и восстановленной (Fe^{2+}) формах, в зависимости от окислительно-восстановительного потенциала и pH среды. При этом изменения в редокс-потенциале железа в донных отложениях оказывают существенное влияние на цикл фосфора. В условиях весеннего и осеннего перемешивания водных масс в озере создаются окислительные условия, и как следствие, железо находится в окисной форме:



Гидроксид железа, осаждаясь, сорбирует фосфор из водной толщи и образует своеобразные окисленные микрозоны на поверхности донных отложений. В них он удерживает фосфор и препятствует его обратному поступлению в воду.

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). Без фотосинтеза и естественной аэрации (за счет перемешивания) величина pH и особенно содержание растворенного кислорода падают. В случае снижения концентрации ниже 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 мелких 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 также и напрямую влияют на содержание фосфора в воде, активно участвуя в процессах минерализации органических веществ.

Можно отметить, что, несмотря на постоянные бескислородные условия в димиктических стратифицированных водоемах, амплитуда поступления фосфора из донных отложений будет все же больше в мелководных водоемах, без температурной стратификации, и связана она сильнее с трофическим статусом, нежели с глубиной (Cooke, 2005). Кроме этого, подчеркивается, что

литоральная зона водоема может являться более мощным внутренним источником биогенов, нежели его профундальная часть.

В максимальной степени окисления находится окисное железо (Fe^{3+}), что может дать основание предположить, что соли именно этой формы оптимальны для удаления фосфора из воды. Однако, несмотря на это, предпочтительным является использование именно солей закисного железа, так как применение FeCl_2 обладает некоторыми преимуществами по сравнению с FeCl_3 . Это и замедленное хлопьеобразование, и, как следствие, более продолжительное нахождение в водной толще, и менее заметное влияние на буферную емкость водоема, так как при том же количестве железа в водоем попадает на 1/3 меньше анионов хлора.

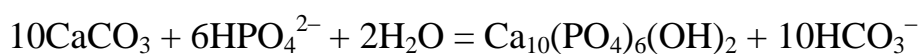
Важным фактором является также процесс сульфатредукции и связанное с ним образование нерастворимого сульфида железа (FeS), что ведет к устранению этого металла и делает его недоступным для процессов инактивации фосфора (Cooke, 2005).

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. К таким мероприятиям можно отнести аэрирование и искусственную дестратификацию, которые будут рассмотрены далее.

Соединения кальция также влияют на концентрацию фосфора. Гидроксид и карбонат кальция (кальцит) – основные из них. Их использование представляется более безопасным, нежели применение металлов (Al и Fe) (Hupfer et al., 2000). Они могут подаваться в водоем извне или же образовываться автохтонно в ходе протекания процессов фотосинтеза:



При этом происходит поглощение углекислого газа, величина рН растёт и CaCO_3 начинает выпадать в осадок. Кальцит особенно хорошо сорбирует фосфор из воды при рН > 9. При более высоком рН, достатке кальция и фосфора могут образовываться гидроксиапатиты:



Гидроксиапатиты, в отличие от гидроксида железа или алюминия, обладают наименьшей растворимостью при рН > 9,5, и наоборот,

растворимость кальцита и гидроксиапатита значительно возрастает с ростом концентрации CO_2 и падением pH. Последнее особенно характерно для слоя гиполимниона. Таким образом, успешное использование данного связывающего реагента, так же как и железа, сопряжено с применением дополнительных мер, например подщелачиванием придонных слоев воды (Cooke, 2005). Образование апатитов также объясняются хорошие удерживающие свойства кальция непосредственно в донных отложениях.

Соединения алюминия, железа и кальция – вещества, хорошо зарекомендовавшие себя в процессах водоочистки, однако у всех них есть свои недостатки, в связи с чем идет постоянный поиск новых соединений. Такими 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 (Robb et al., 2003), например, PHOSLOCK™ – бентонит, обогащенный лантаном (рис. 2.1.7, 2.1.8).

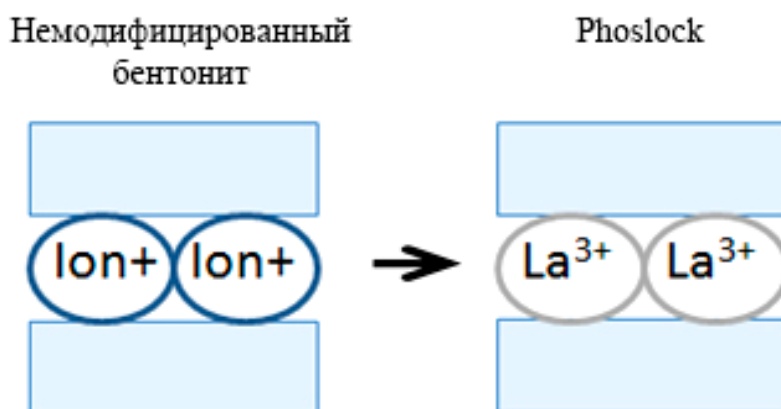


Рис. 2.1.7. Структура препарата PHOSLOCK™ (www.phoslock.com.au)

Высокая сорбционная емкость к фосфору и нетоксичность для гидробионтов, вместе с низкой стоимостью по сравнению с традиционными реагентами, делает использование таких веществ особенно перспективным. Доза внесения PHOSLOCK™ подбирается индивидуально для каждого водоема, как правило, она близка к соотношению 100:1 – 100 грамм препарата на 1 грамм биодоступного фосфора. Стоимость подобной очистки составляет около 250 тыс. руб. на гектар акватории (при расходе 2,5 тонны препарата на гектар).

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. В настоящее время данный метод пока находится в стадии разработки.

Инактивация фосфора непосредственно в водоеме – успешно и широко применяемое технологическое решение для борьбы с эвтрофированием в стратифицированных и нестратифицированных озерах с 1968 г., 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.



Рис. 2.1.8. Внесение препарата PHOSLOCK™ для борьбы с синезеленым цветением на водоеме, используемом для питьевого водоснабжения
(www.aquatechnex.wordpress.com)

Аэрация и оксигенация (насыщение воздухом или кислородом) применяются для восстановления нормального кислородного режима в водоеме (рис. 2.1.9). Эти методы активно используют как быстрое средство для устранения дефицита кислорода или как временное решение до тех пор, пока не окажутся эффективными другие восстановительные мероприятия.

Аэрация и оксигенация также очень хорошо подходят для улучшения условий существования рыб и других гидробионтов, особенно в пределах гипolimниона. Кроме того, обогащение придонных слоев кислородом,

предохраняет от поступления из донных отложений железа, марганца, аммонийного азота, сероводорода, а также снижает интенсивность высвобождения фосфора.

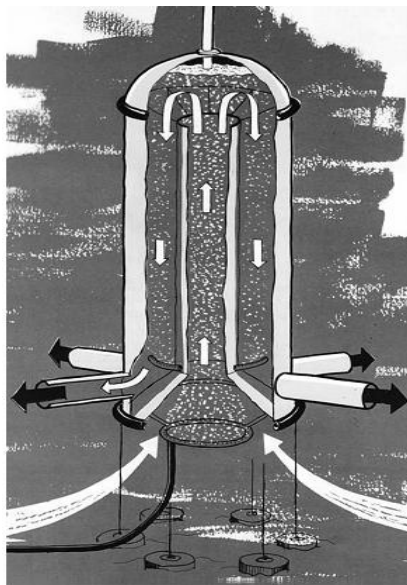


Рис. 2.1.9. Схема работы аэратора на дне водоема (Cooke, 2005)

В настоящее время технически реализовано большое число методов для проведения аэрации или оксигенации (рис. 2.1.10). Например, в глубоководных стратифицированных озерах аэрацию можно осуществлять как с разрушением, так и с сохранением температурной стратификации.

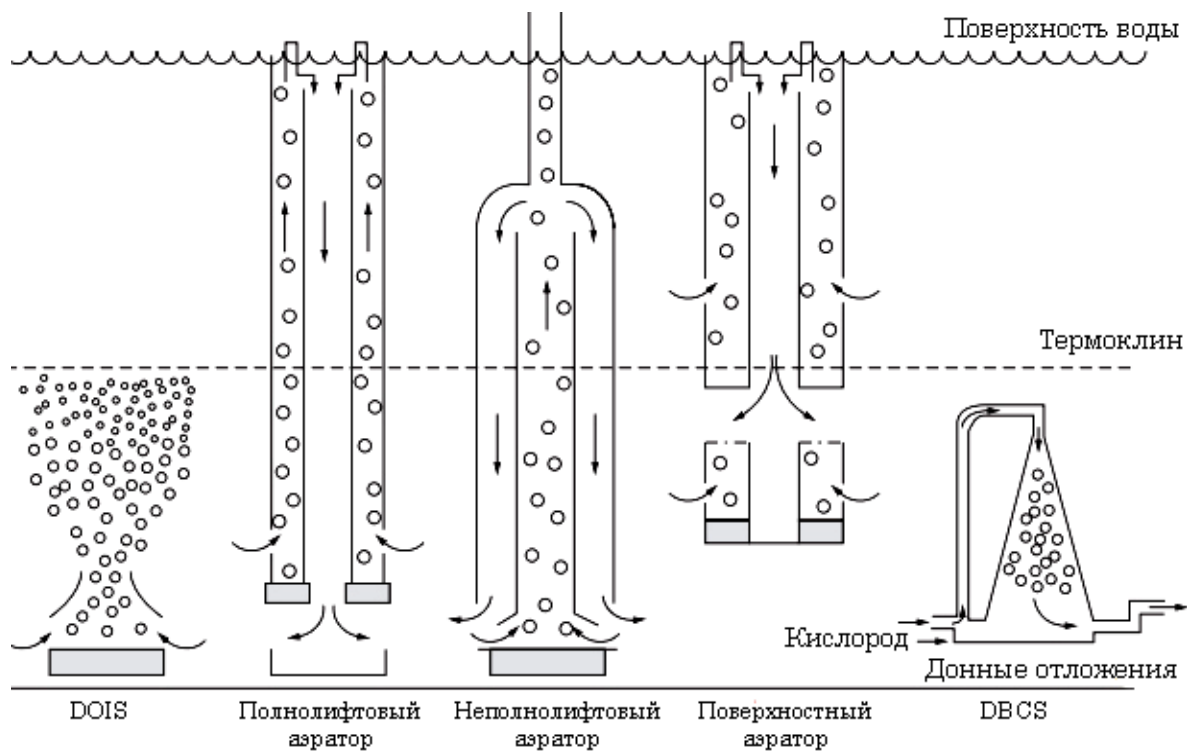


Рис. 2.1.10. Варианты схем устройств для аэрации (Cooke, 2005)

Самый обычный способ – использование глубоководного аэратора, с его размещением в самой глубокой точке водоема. Снабжение аэратора осуществляется из расположенных на берегу баллонов с кислородом. Насыщение кислородом осуществляется при помощи инжектора или диффузора, при этом с максимальной осторожностью, чтобы не разрушить термоклин. В качестве примера можно привести систему ESO₂ SuperOxygenation™ – инженерное решение на основе конуса Списа для насыщения воды кислородом (рис. 2.1.11).



Рис. 2.1.11. Установка конуса Списа для оксигенации водных масс водоема (www.wvconstructioncompany.com/portfolio/oso-reservoir)

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. Стоимость осуществления процедур оздоровления с применением аэрации составляет примерно 400–600 тыс. руб. на гектар акватории.

Насыщение гипolimниона кислородом в течение лета может быть дополнено полным перемешиванием водоема осенью при помощи интенсивной аэрации воздухом под давлением. Дополнительно аэрация придонных вод

может быть реализована посредством внешнего насыщения кислородом на береговой станции, где этот процесс может быть скомбинирован с удалением фосфора.

Гидропневматические помпы, водяные мельницы, искусственные водопады, а также фонтаны могут быть эффективно использованы для аэрирования мелководных озер. Помимо благоприятного воздействия на кислородный режим водоема, подобные варианты аэрации могут иметь дополнительную эстетическую привлекательность.

Аэрация может быть дополнена внесением солей железа, для того чтобы способствовать осаждению фосфора и снижению его биодоступности. Без такого сочетания методов воздействие на баланс фосфора будет ограничено периодом применения аэрации (Hupfer, Hilt, 2008).

Аэрация с разрушением температурной стратификации или даже интенсивная **искусственная циркуляция (перемешивание)** может стать решением для оздоровления глубоководного стратифицированного водоема. Это связано с тем, что существование стратификации может повлечь за собой многочисленные изменения в физических, химических и биологических характеристиках вод, которые по многим причинам часто оказываются нежелательными.

В гипolimнионе стратифицированного озера содержание растворенного кислорода снижается, растет концентрация питательных веществ, а температура становится ниже температуры в эпилимнионе. Поскольку в гипolimнионе создается восстановительная среда, то это сказывается и на гидрохимических процессах, протекающих в указанном слое. Прекращается выделение продуктов окисления, и вместо них могут образовываться такие газы, как H_2S и CH_4 , что способствует установлению в основном анаэробных условий. Скорость высвобождения фосфора из донных отложений значительно увеличивается. Таковы некоторые из важнейших причин, по которым стратифицированное состояние озера часто рассматривается как нежелательное. Если имеется возможность разрушить или недопустить стратификацию водоема, то он круглогодично поддерживается в режиме полного перемешивания. В этом случае растворенный кислород и питательные вещества вовлечены в кругооборот, а озеро остается изотермальным. Оздоровление озера после искусственной дестратификации обычно происходит достаточно быстро (Хендерсон-Селлерс, 1987). Однако возможен и обратный эффект, когда вследствие поступления повышенных количеств биогенных

веществ в фотический трофогенный слой интенсивность «цветения» водоема может существенным образом увеличиться.

Искусственная циркуляция сопровождается подъемом холодных вод гипolimниона на поверхность и сопутствующим опусканием теплых вод эпилимниона. Происходящее вследствие этого увеличение температуры в придонных слоях воды может привести к увеличению потребления кислорода и его дефициту (Прыткова, 2002). Кроме того, будет выше и стоимость осуществления этой процедуры по сравнению с обычной аэрацией, она составит примерно 800–900 тыс. руб. на гектар акватории.

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. Примером такого решения могут служить устройства SOLARBEE™ (рис. 2.1.12, 2.1.13).

Разнообразные модели работают на солнечной энергии и обеспечивают различные варианты водной циркуляции, как поверхностной в эпилимнионе, так и глубоководной в гипolimнионе. Можно отметить, что работа устройств возможна даже в зимних условиях.



Рис. 2.1.12. Внешний вид устройства на солнечных батареях для аэрации и циркуляции водных масс эпилимниона SOLARBEE™ (www.medoraco.com)

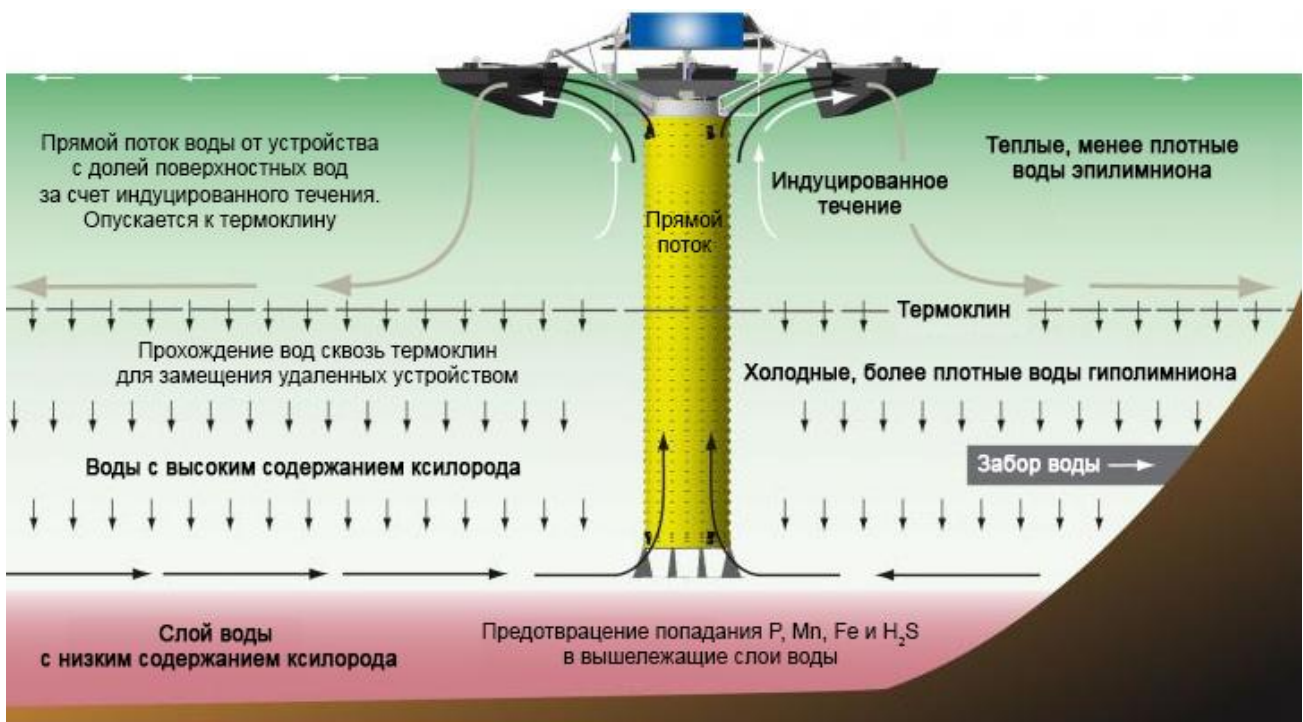


Рис. 2.1.13. Схема работы устройства на солнечных батареях для аэрации и циркуляции водных масс гипolimниона SOLARBEE™ (www.medoraco.com)

Окисление донных отложений и придонных слоев воды обеспечивается внесением химических веществ, например нитратов, что улучшает окислительно-восстановительные условия в придонных слоях воды и на поверхности донных отложений, тем самым увеличивая способность железа связывать фосфор. Кроме того, нитраты способствуют окислению биоразлагаемых органических веществ (рис. 2.1.14) и восстановленных соединений (Ripl, 1976; Hupfer, Hilt, 2008).

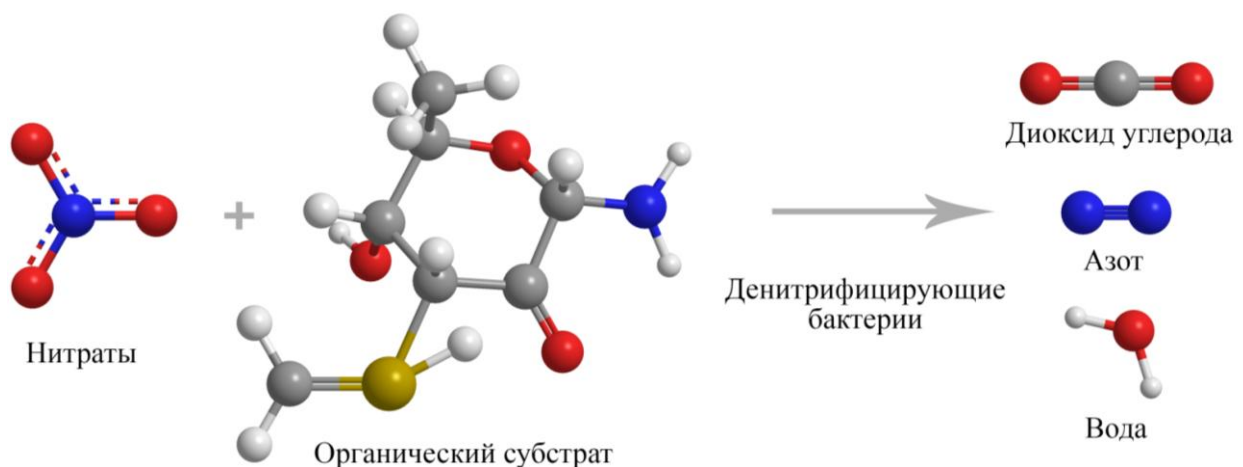


Рис. 2.1.14. Схема действия препаратов на основе нитратов

В качестве технического решения используют непосредственное внесение раствора нитрата кальция в воду или впрыскивание в донные отложения, в количестве от 19 до 170 г/м².

Классическим вариантом применения данного метода считается процедура «RIPLOX» (Ripl, 1976), в которой при помощи специального устройства вносится смесь химических веществ в верхний слой донных отложений (на глубину до 25 см): хлорид железа и нитрат кальция для связывания фосфора и окисления органических веществ в результате процесса денитрификации, а также известь для поддержания оптимального для денитрификации диапазона рН – 7,0–7,5 (рис. 2.1.15).

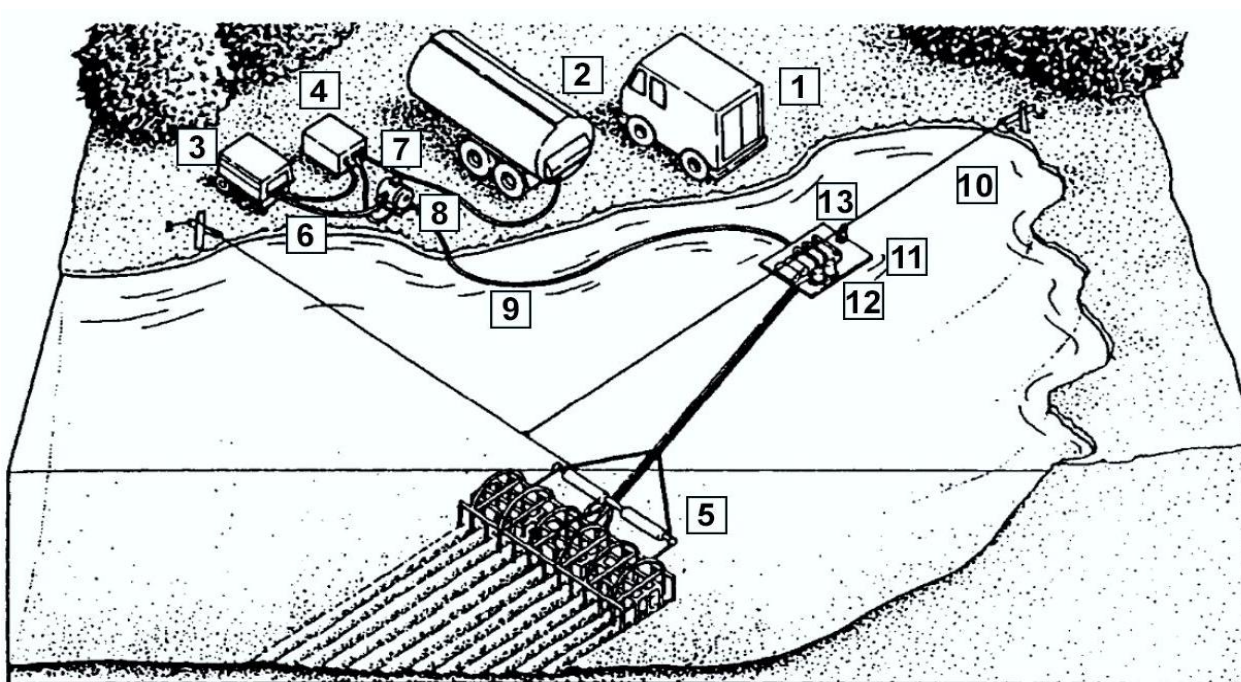


Рис. 2.1.15. Схема процедуры «RIPLOX»: 1 – полевая лаборатория; 2 – резервуар с химическими реагентами; 3 – портативный компрессор для аэрирования химической смеси; 4 – резервуар для смешивания реагентов (нитрата кальция и хлорида железа); 5 – специальное устройство для разрыхления донных отложений и впрыскивания реагентной смеси; 6 и 7 – воздуховоды; 8 – пневмонасос; 9 – линия для подачи реагентной смеси; 10 – направляющая магистраль для перемещения устройства по дну; 11 – пневматический насос для разбавления, смешивания реагентной смеси с озерной водой и впрыскивания в донные отложения; 12 – линия забора озерной воды; 13 – пневматическая лебедка (Jørgensen et al., 2005)

В некоторых случаях добавление осуществляется внесением гранулированных форм, что обеспечивает постепенное поступление нитратов и повышает время их доступности. Как и в случае с аэрацией, вышеприведенные процессы сопровождаются добавлением солей железа. Существуют коммерческие препараты на основе нитрата кальция ($\text{LIMNOX}^{\text{TM}}$), трехвалентного железа и нитратов (DEPOX^{TM}), позиционируемые для оздоровления водоемов (Klapper, 2003). Стоимость подобных мероприятий составит от 350 тыс. до 1,5 млн руб. на гектар акватории.

В качестве модификации метода «RIPLOX» можно привести пример технологии $\text{PROTE-Fos}^{\text{TM}}$, которая заключается в инактивации фосфора непосредственно в донных осадках с помощью химических средств (коагулянтов). Оба метода похожи, так как в обоих случаях воздух и коагулянт одновременно подаются в донные осадки водного объекта, модификация метода заключается в вызывании интенсивной, но контролируемой ресуспензии осадков и подаче коагулянта непосредственно в донные осадки (рис. 2.1.16). Это позволяет химическому веществу дозированно проникать во внешний слой осадков, причем именно этот слой осадков является самым активным в обеспечении внутреннего питания, т.е. он участвует в циркуляции биогенов, в том числе фосфора, между осадком и водой (Метод $\text{PROTE-Fos}^{\text{TM}}$..., 2012).

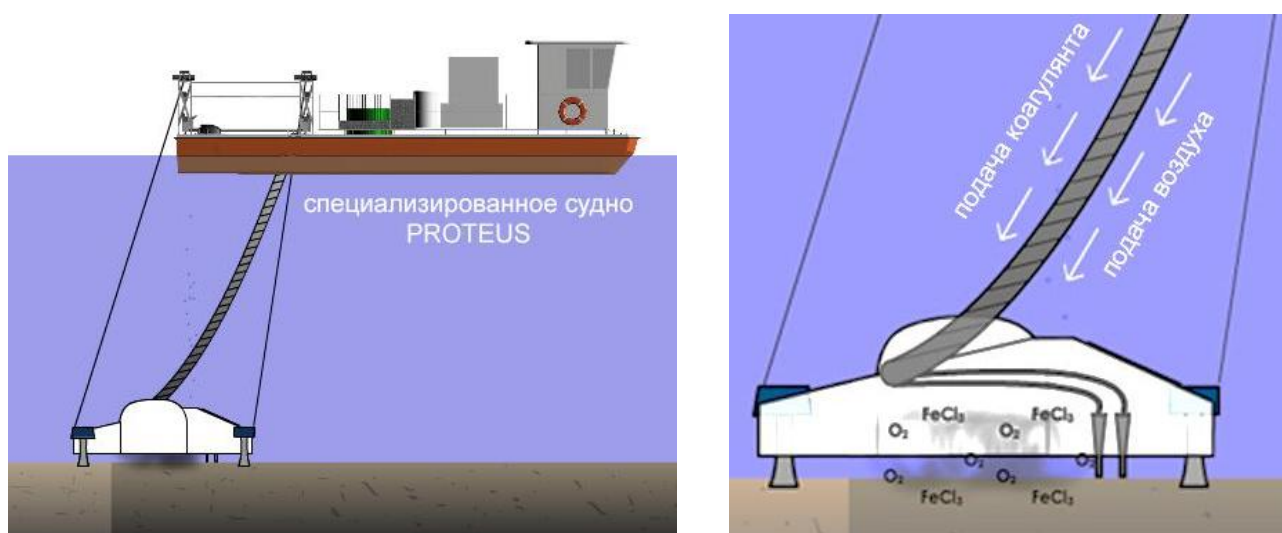
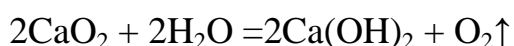


Рис. 2.1.16. Схема осуществления процедуры $\text{PROTE-Fos}^{\text{TM}}$
(Метод $\text{PROTE-Fos}^{\text{TM}}$..., 2012)

Однократное добавление нитратов редко позволяет добиться продолжительного положительного эффекта. Происходит это вследствие их быстрого расходования на процессы окисления веществ, в большом количестве

содержащихся в донных отложениях. В частности, положительный эффект для мелководных озер достигается лишь при постоянном внесении нитратов в водоем.

Есть предложение (Nykänen et al., 2012) для окисления донных отложений и придонных слоев воды использовать гранулированный пероксид кальция (CaO_2). Это вещество хорошо зарекомендовало себя как в лабораторных, так и в полевых исследованиях. При взаимодействии с водой пероксид кальция медленно выделяет кислород в течение 5–7 месяцев (при первоначальной дозировке около 50 г/м^2):



В результате интенсифицируются физико-химические процессы и стимулируется развитие аэробной микрофлоры.

Изоляция донных отложений предусматривает создание искусственного барьера между ними и водой. Такой барьер минимизирует возможность поступления в воду биогенов и других опасных веществ. Покрывающий материал может быть распределен с поверхности водоема или же рядом с донными отложениями. 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 $1,2\text{--}1,3 \text{ г/см}^3$, чтобы предотвратить его погружение в донные отложения. Различные химические вещества также могут быть использованы в качестве специфического барьера, в том случае если они вносятся с избытком (см. инактивация фосфора).

Другое применение данного метода – предотвращение чрезмерного развития макрофитов (раздел 2.2). Для этого в качестве барьера используют покрытия из полиэтилена, полипропилена, брезента, стеклопластика, нейлона (Hupfer, Hilt, 2008).

Стоит заметить, что 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. Затраты могут составить до $1,5\text{--}2,9$ млн руб. на гектар акватории.

2.1.3. Ускорение процессов удаления веществ

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

Усиление проточности и разбавление чистой водой может привести к существенному улучшению состояния эвтрофного водоема. Положительный эффект достигается благодаря снижению концентрации биогенов и увеличению скорости водообмена, а также за счет удаления водорослей фитопланктона.

Разбавление возможно лишь при наличии больших объемов доступной чистой воды и эффективность этого метода будет тем выше, чем меньше содержание в добавляемой воде биогенов (Cooke, 2005). В качестве источника водоснабжения могут выступать речные, озерные и подземные воды, однако нужно отметить, что поступление отличающихся по химическому составу от исходных водных масс 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.

Отвод водных масс гипolimниона увеличивает экспорт фосфора, в то же время на его смену поступает менее богатая питательными веществами вода эпилимниона. Применение этого метода ведет к установлению нового устойчивого состояния в балансе фосфора (количество снижается), при этом уменьшается время наступления положительного эффекта от выполнения внешних восстановительных мероприятий.

Сброс гипolimниона улучшает окислительно-восстановительные условия в водоеме, так как помимо всего прочего гипolimнион характеризуется низким содержанием кислорода, вплоть до его полного отсутствия, и аккумулярованием восстановленных форм элементов (Mn^{2+} , NH_4^+ , Fe^{2+} , H_2S и др.).

Осуществляется процедура посредством размещения водозаборных труб в самой глубокой точке водоема. Выпуск, как правило, организуют ниже уровня водоема, так что отвод происходит по сифонному принципу. Если же выпуск расположен выше или вода подается на очистные сооружения, то в этом случае необходимо строительство насосных станций (Hupfer, Hilt, 2008).

Для **внешнего удаления фосфора**, вода из озера подается на специализированные станции очистки, расположенные либо на берегу, либо на плавающих платформах. Такая очистка также может позволить одновременно улучшить кислородные условия и удалить токсичные вещества. Для этих целей применяются стандартные технологии водоочистки: осаждение, флокуляция, флотация, адсорбция, фильтрация. После очистки вода возвращается в водоем.

Существуют современные мобильные версии таких станций, например, береговой комплекс PELICON™ (рис. 2.1.17), осуществляющий трехступенчатую очистку вод гиполимниона от биогенов (осаждение, флокуляция, флотация) и последующий возврат очищенных вод в водоем. Осаждение фосфора достигается при помощи внесения солей алюминия (сульфаты), железа (хлориды, сульфаты), сульфата железа-алюминия – $(\text{Fe}^{3+}, \text{Al}^{3+})_2(\text{SO}_4)_3$ (минерал микасаит), глинистых минералов, извести $(\text{Ca}(\text{OH})_2$ и CaCO_3). Производительность водоочистки портативного комплекса составляет 10–120 м³/ч, при необходимости ее можно увеличить.

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 (Klapper, 2003).

Выемка донных отложений предполагает полное или частичное удаление слоя наносов, содержащих большое количество биогенных элементов, тяжелых металлов и других опасных веществ. Целями драгирования могут быть: углубление мелководных водоемов, удаление аккумулированных токсичных веществ, сокращение поступления фосфора, контроль развития макрофитов. Кроме того, выемка донных отложений обеспечивает выполнение водоемами некоторых технических функций (судоходство, защита от наводнений и т.д.). Стоит отметить, что драгирование является чрезвычайно дорогостоящим мероприятием, затраты могут достигать 1,5 млн руб. на гектар акватории.

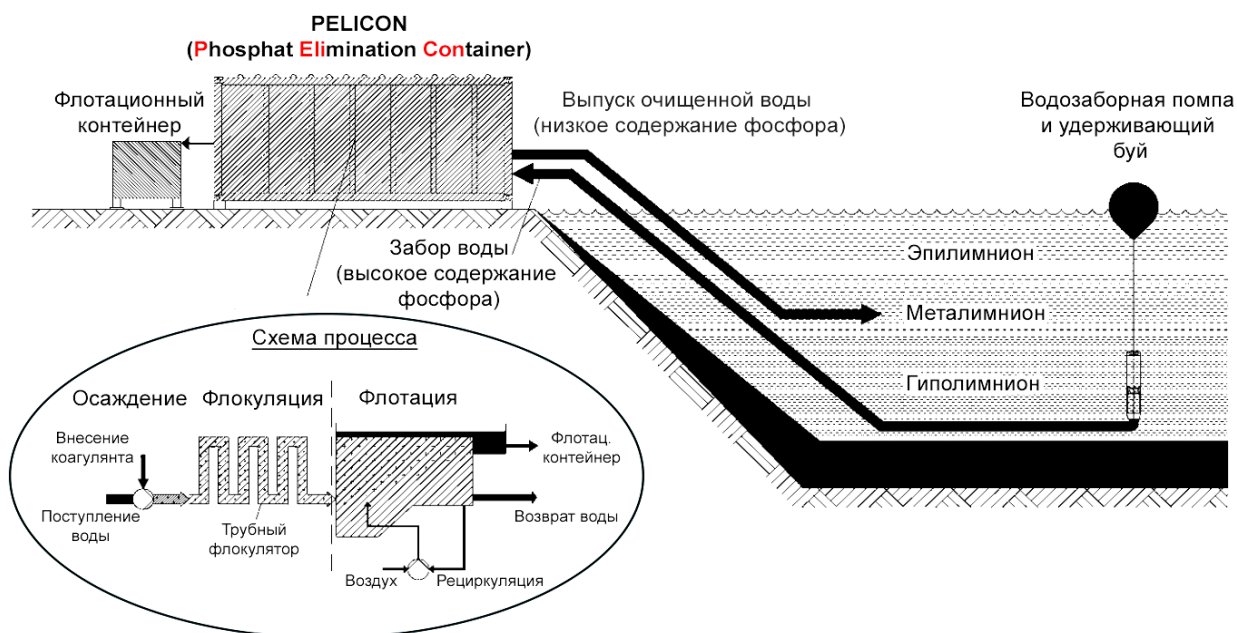


Рис. 2.1.17. Схема внешнего удаления фосфора в береговом комплексе PELICON™ (Klapper, 2003)

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 кислородного бюджета, вплоть до его полного дефицита. Из-за процессов взмучивания или вследствие изменения физико-химических условий аккумулярованные в донных наносах биогены и токсичные вещества могут вторично поступать в воду, загрязняя ее. Такое внутреннее поступление может долгое время компенсировать недостаток веществ, несмотря на сокращение внешней нагрузки.

Однако, несмотря на высокую эффективность, драгирование может иметь неблагоприятные последствия для водоема и прилегающих территорий. Например, удаление донных наносов часто приводит к значительному взмучиванию, что, в свою очередь, ведет к мобилизации тяжелых металлов и других токсичных соединений, опасных как для гидробионтов, так и для водопользователей. В некоторых случаях данные мониторинга непосредственно подтверждают сомнения по поводу эффективности применения дноочистительных мероприятий (Павлова и др., 2011).

В настоящее время существуют решения, позволяющие минимизировать распространение взвешенных веществ по акватории водоема. В качестве

примера можно привести использование защитных экранов из полимерных материалов, окружающих район работ. При этом возможен как прибрежный вариант исполнения (рис. 2.1.18), так и вариант для открытой воды (рис. 2.1.19).

Драгирование может осуществляться различными средствами (рис. 2.1.20), например, при помощи экскаваторной выемки грунта, как с осушением водоема, так и без, а также при помощи землесосных снарядов или пневматических насосов. При сухой выемке вода из озера спускается, а донным отложениям дают высохнуть, после чего приступают к удалению грунта обычной строительной техникой: экскаваторами, бульдозерами, драглайнами. Для подводных земляных работ используют экскаваторы-амфибии и ковшовые землечерпательные снаряды.

Основным элементом рабочего оборудования плавучих земснарядов (рис. 2.1.21), разрабатывающих грунты на глубине до 10–12 м, служат землесосы. Для разработки грунтов на больших глубинах (до 20 м) применяют гидроэжекторные устройства или комбинированные землесосно-эжекторные установки. Наиболее распространены земснаряды, оборудованные землесосами, которые засасывают пульпу через грунтотвод и создают напор в транспортном пульповоде для ее эвакуации к месту укладки грунта. Несвязные грунты (песок, мелкий гравий) разрабатываются земснарядом без предварительного рыхления. Для работы в связных грунтах земснаряды оборудуют гидравлическими и механическими разрыхлителями, которые располагаются перед зевом грунтоприемника землесоса (Гидромониторы..., 2011).

В качестве гидравлических разрыхлителей применяют гидромониторы или устройства в виде системы сопел, к которым под напором подается вода от специальных центробежных насосов. Струи воды, выбрасываемые из сопел с большой скоростью, рыхлят грунт в районе всасывания. Однако гидравлический размыв эффективен лишь на легких однородных грунтах.

Широкое распространение получили механические разрыхлители в виде концевых фрез с зубьями или роторно-ковшовых устройств с одним или двумя роторами, способных разрабатывать грунты на глубине до 15 м. При вращении рыхлителя смесь разрушенного грунта с водой поступает по всасывающему трубопроводу к землесосу и транспортируется к месту укладки грунта по гибкому плавучему пульповоде. Отдельные секции пульповода поддерживаются поплавками и соединены между собой шарнирами (Гидромониторы..., 2011).

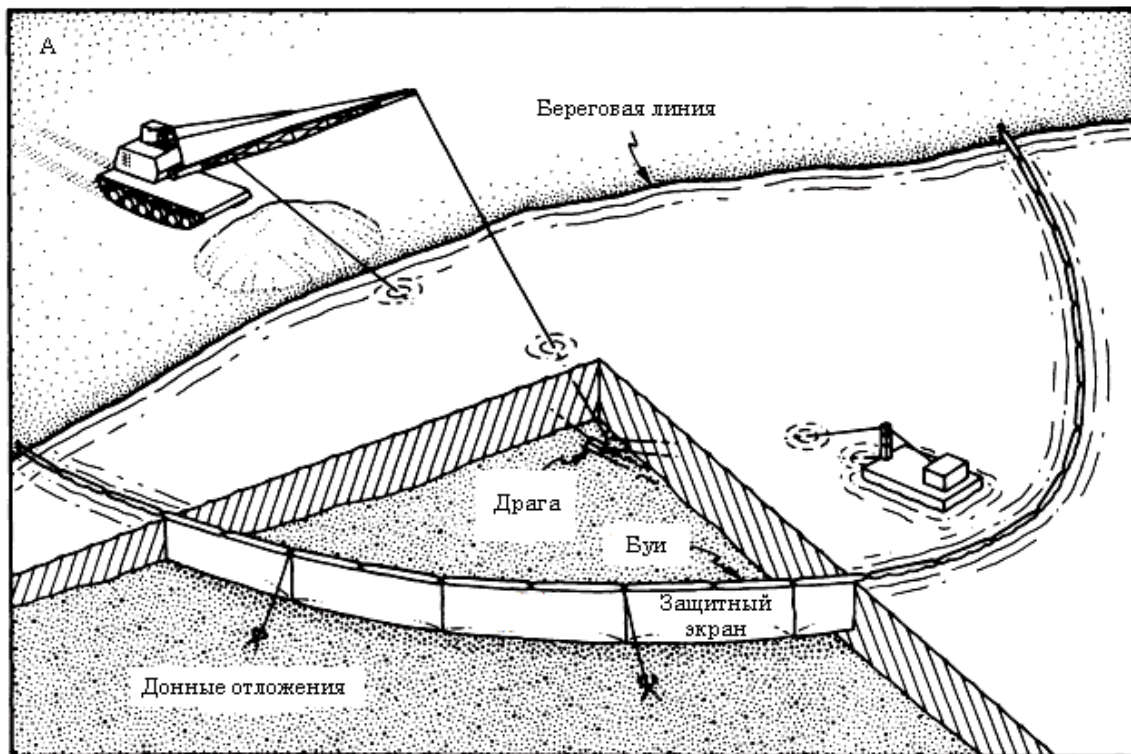


Рис. 2.1.18. Использование защитных экранов при проведении процедур драгирования с берега (Сooke, 2005)

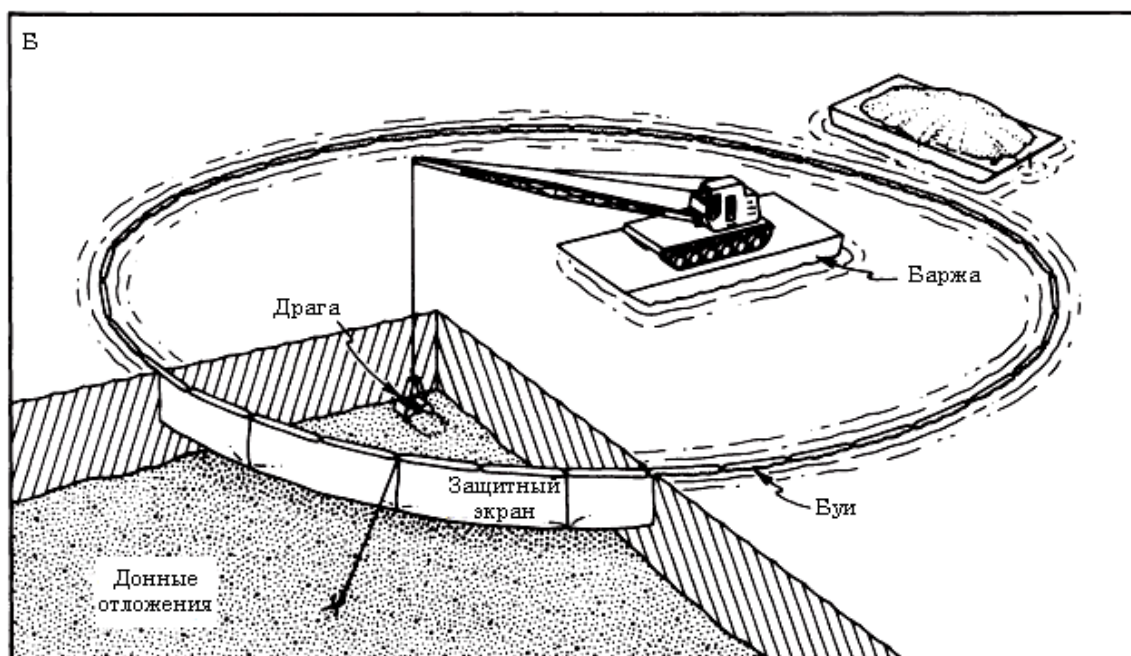
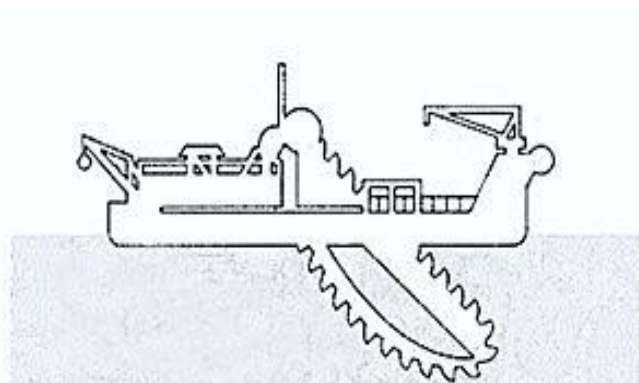
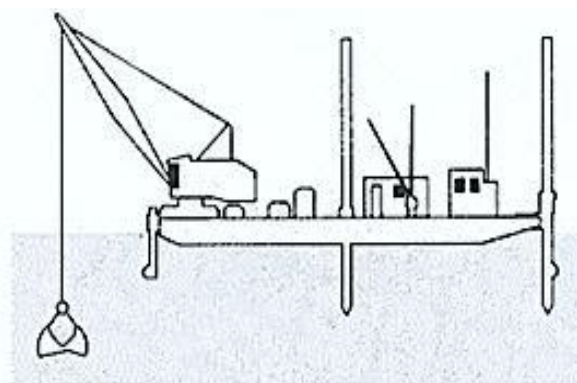


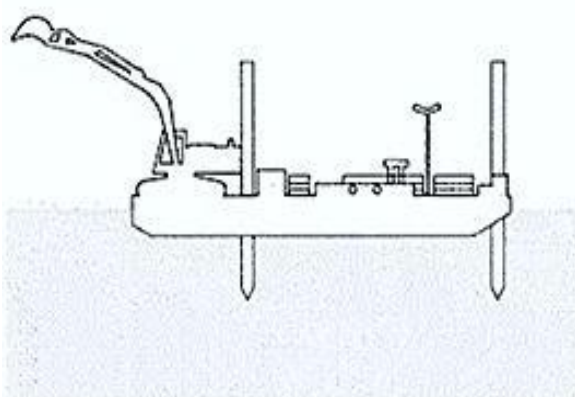
Рис. 2.1.19. Использование защитных экранов при проведении процедур драгирования с плавсредства (Сooke, 2005)



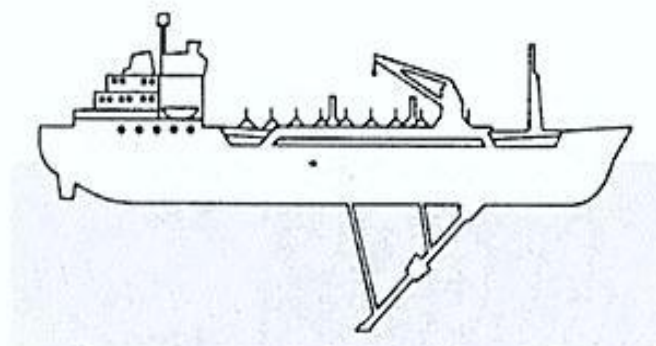
многочерпаковый земснаряд



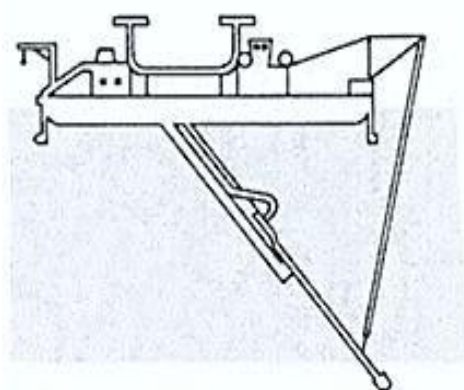
одночерпаковый грейферный земснаряд



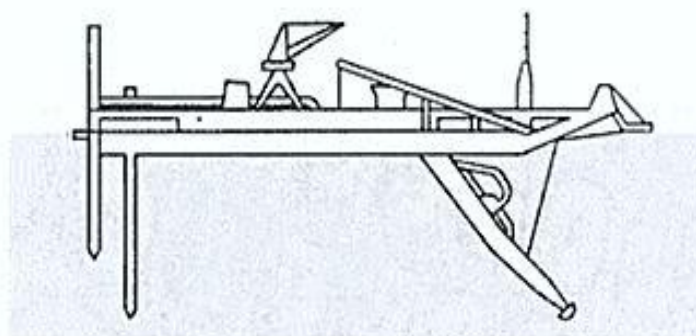
одночерпаковый штанговый (одноковшовый земснаряд)



самоотводный земснаряд с волочащимся грунтоприёмником



землесосный снаряд



землесосный снаряд с грунторыхлителем

Рис. 2.1.20. Виды специализированных земснарядов (Vlasblom, 2003)

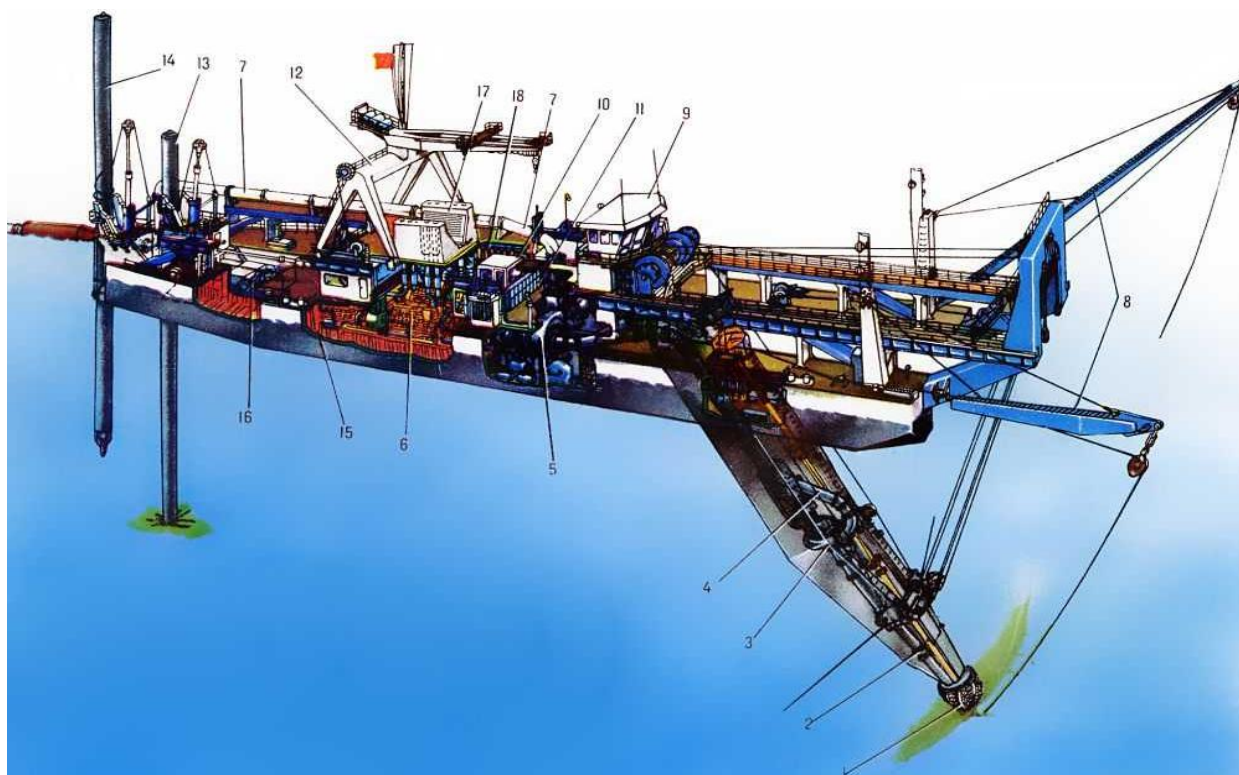


Рис. 2.1.21. Схема дизельэлектрического землесосного снаряда с погружным грунтовым насосом и грунторыхлителем: 1 – фреза; 2 – всасывающая головка; 3 – подводный грунтовой насос; 4 – всасывающий напорный трубопровод; 5 – грунтовой насос с двойными стенками; 6 – дизельные двигатели; 7 – напорный трубопровод; 8 – стрелы якорного устройства; 9 – рубка управления; 10 – контрольная рубка машинного отделения; 11 – главный распределительный щит; 12 – палубный кран; 13 – работающая свая; 14 – вспомогательная свая; 15 – топливный танк; 16 – вентиляция-впуск; 17 – вентиляция-выпуск; 18 – противопожарное устройство
(Гидромониторы..., 2011)

Хорошей технологией для очистки водоемов от илистых отложений является использование пневмонасосов (например, PNEUMA™ (рис.2.1.22), OOZER™). Их применение возможно как на больших (до 100 м), так и на малых глубинах и отличается более низкой себестоимостью работ по сравнению с обычными грунтовыми насосами. Пневматические насосы отвечают самым жестким экологическим требованиям охраны водной среды при выполнении подводных земляных работ. В отличие от центробежных грунтовых насосов, пневмонасосы практически не подвержены износу при сопоставимом КПД (Дементьев, 2005).



Рис. 2.1.22. Пневмонасос PNEUMA™ (www.pneuma.lv)

В настоящее время известно более 600 апробированных технологий по оснащению процессов дноочистки и дноуглубления водоемов. В зарубежной практике основные методы и приемы выполнения указанных работ связаны с использованием различного вида драг, а в отдельных случаях ковшовых экскаваторов. В зависимости от типа грунта и предполагаемых работ (выемка иловых, гравийных или песчаных отложений, срезка высшей водной растительности) драга оборудуется специальными приспособлениями и насадками: различного типа помпы, ножи, шнеки, черпаки (Теория и практика..., 2007).

В условиях небольших площадей прудов и озер большой интерес представляют различные малогабаритные земснаряды (рис. 2.1.23–2.1.26), управляемые как непосредственно с их борта, так и дистанционным способом. Кроме того, малые размеры земснарядов обеспечивают их легкую транспортировку до места назначения при помощи стандартной автотехники.

После поступления пульпы к месту размещения возможно ее отстаивание и обезвоживание на специально оборудованных картах, однако такой процесс является слишком длительным и требует выделения больших площадей. Чтобы ускорить процесс, можно рекомендовать добавление связывающих полимерных добавок и механическое обезвоживание при помощи специализированных

устройств: геотекстильных контейнеров, шнекового дегидрататора, ленточного пресса, центрифуг (декантеры) и др., это облегчает дальнейшую транспортировку и утилизацию за счет снижения объема и влажности осадка.

Технология Geotube™ – наиболее доступное, высокопроизводительное и оперативное в исполнении решение для обезвоживания обводненных отходов. Она позволяет удалять донные отложения из водоема без его осушения. При помощи земснаряда обводненная пульпа поднимается со дна водоема и закачивается в фильтрующий геотекстильный контейнер Geotube™. Через стенки контейнера выходит механически чистая вода и отводится в водоем, а твердые частицы удерживаются внутри. Производительность технологического комплекса составляет 200–400 м³/ч. Разнообразные по гранулометрическому составу грунты, минеральные и органические отходы после обезвоживания в контейнере представляют собой тугопластичный материал, удобный для погрузки, транспортировки или складирования.

Технология Geotube™ является альтернативой обезвоживанию илов на иловых картах и аппаратах механического обезвоживания. В отличие от этих методов обезвоживания ее использование позволяет существенно сократить производственные площади (Очистка водоемов..., 2009). Кроме того, подобный подход является более щадящим по отношению к окружающей среде, нежели строительство прибрежных илоотстойников.



Рис. 2.1.23. Многофункциональный земснаряд MFD-1000 MudCat™
(www.mudcat.com)



Рис. 2.1.24. Малогабаритный земснаряд с фрезерным грунторыхлителем 370HP SwingingDragon™ (www.dredge.com)



Рис. 2.1.25. Малогабаритный земснаряд с фрезерным грунторыхлителем MD-1230CS (www.vmi-dredges.com)



Рис. 2.1.26. Автоматизированные малогабаритные земснаряды со шнековыми
грунторыхлителями: надводный PHE-40HP и подводный ROV-6PitDog™
(www.lwtpithog.com)

Технологические стадии процесса Geotube™ (Очистка водоемов..., 2009):

1. Откачка пульпы из водоема.
2. Подача пульпы в напорный трубопровод технологического комплекса при стабильном расходе и концентрации или обработка пульпы раствором флокулянта в смесителе (к примеру – в коленчатом миксере).
3. Заполнение контейнера (рис. 2.1.27), временное прекращение подачи пульпы для схода свободной влаги или переход на соседний контейнер.
4. Вскрытие контейнера (рис. 2.1.28), вывоз обезвоженного материала или его складирование по месту проведения работ.



Рис. 2.1.27. Один из способов обезвоживания изъятых донных отложений с помощью технологии Geotube™ (www.dewateringsolutions.net)

Принудительное обезвоживание можно особо рекомендовать для донных отложений, загрязненных тяжелыми металлами. В противном случае перекачиваемая пульпа оказывается на берегу в окислительных условиях, при этом величина рН может понизиться до 3,5 единиц за небольшой промежуток времени (до 20 суток), что в результате приводит к высвобождению значительных количеств ранее связанных металлов: Zn, Ni, Cd, Co, Cu, Pb и Cr, которые могут попасть обратно в водоем с возвратными водами.

После извлечения донных отложений и первичных работ по их обезвоживанию остро встает вопрос их дальнейшего размещения. Условно чистый грунт без предварительной обработки может быть оставлен на берегу и использован при планировке территории, устройстве дамб и обваловок, рекультивации нарушенных земель, строительстве дорог, засыпке углублений и пустот ландшафта, для нужд садово-паркового хозяйства и т.п.



Рис. 2.1.28. Обезвоженные с помощью технологии Geotube™ донные отложения после вскрытия контейнера (www.dewateringsolutions.net)

Утилизация и очистка загрязненных отложений зависит от токсических свойств содержащихся в них веществ. Так, нефтяные углеводороды способны к саморазрушению в ходе хранения в естественных условиях. Продукты их химических превращений могут ассимилироваться природной средой без ущерба для нее. Полиароматические углеводороды отличаются большей устойчивостью к воздействию температуры и химических реагентов, слабо подвержены биохимической переработке бактериальными культурами. Наиболее радикальным способом их ликвидации является термоокислительная деструкция, т.е. высокотемпературная обработка грунта при избыточном количестве кислорода воздуха. Стойкие органические загрязнители представляют наиболее опасную и проблематичную группу веществ в донных отложениях. Единственно возможным способом их гарантированного обезвреживания является сжигание в щелочной среде (Теория и практика..., 2007).

В целом, необходимо помнить, что драгирование представляет собой мощнейший инструмент для оздоровления водоемов, использование которого неприемлемо без полного понимания возможных последствий.

2.1.4. Биологические методы

Разносторонние биотические взаимоотношения связывают гидробионтов с компонентами водоема в единую экосистему. Наличием подобных связей обеспечивается устойчивость структуры водного сообщества в целом, и они значительным образом влияют на процессы, происходящие в водоеме. Организмы чутко реагируют на изменения в окружающей среде, и за незначительными колебаниями биологических параметров отдельных групп видов может происходить полная перестройка структуры сообществ.

Для более подробного понимания подобных взаимоотношений можно рассмотреть теорию «трофического каскада», когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий, направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху») (Бульон, 2002;). Есть мнение, что с помощью положений теории действительно можно описывать многие взаимодействия между компонентами водоема, но следует учитывать лишь крупные группы, такие как, например, «кладоцеры» или «цианобактерии», а более мелкие уровни детализации объяснены быть не могут. В то же время многие ученые придерживаются другой точки зрения, считая возможным выделить более дробную степень взаимодействия. Однако, когда речь идет о практической реализации положений теории, все же особо выделяют отдельные группы организмов: фитопланктон, зоопланктон (фильтраторы), зоопланктоноядные и хищные рыбы.

Представители зоопланктона могут влиять на фитопланктон, потребляя преимущественно те или иные таксономические группы или за счет снижения доступности минеральных веществ, в особенности фосфора. Можно выделить критическую концентрацию фильтраторов, при которой они могут оказывать влияние (35–530 экз./л)(Kozak, Goldyn, 2004).

«Мирные» организмы зоопланктона находятся под постоянным давлением консументов более высокого порядка. Характер и степень воздействия при этом могут различаться. В ответ на присутствие хищников у многих представителей зоопланктона вырабатываются определенные приспособления. Например, важную роль в определении хищными рыбами своей жертвы может играть индивидуальное плавательное поведение (ИПП) зоопланктона. При наличии равноразмерных дафний одинаковой окраски рыбы выбирают особей с наиболее быстрым ИПП. Ответной реакцией может служить изменение параметров движения: скорости, направления, конфигурации, – наблюдаемое не только при соприкосновении с хищником, но даже лишь при

наличии его инфохимикатов. В результате подобный пресс хищников может структурировать размерно-возрастные показатели планктонных фильтраторов. Хищные рыбы существенно влияют и на более крупных представителей зоопланктона, например таких, как *Leptodorakindtii*.

Помимо ограничивающего эффекта, консументы высоких порядков играют и структурирующую роль. Как было показано для модельных сообществ, в отсутствие хищника вселение новых видов в зоопланктонное сообщество затруднено, а при его наличии количество сосуществующих видов значительно возрастает. В то же время вселение нового хищника в сложившуюся экосистему может привести к снижению численности одних представителей зоопланктона и увеличению количественных показателей других.

Одним из самых распространенных в настоящее время методов, применяющих вышеназванные принципы «трофического каскада» в практике восстановления водных объектов, является биоманипулирование.

Биоманипулирование – это экотехнологическое решение по оздоровлению водоемов, в котором используются манипуляции с трофическими цепями (рис. 2.1.29). Несмотря на то что впервые этот термин был введен Шапиро в 1975 г. (Shapiro, 1975), практические примеры биоманипуляций были и раньше.

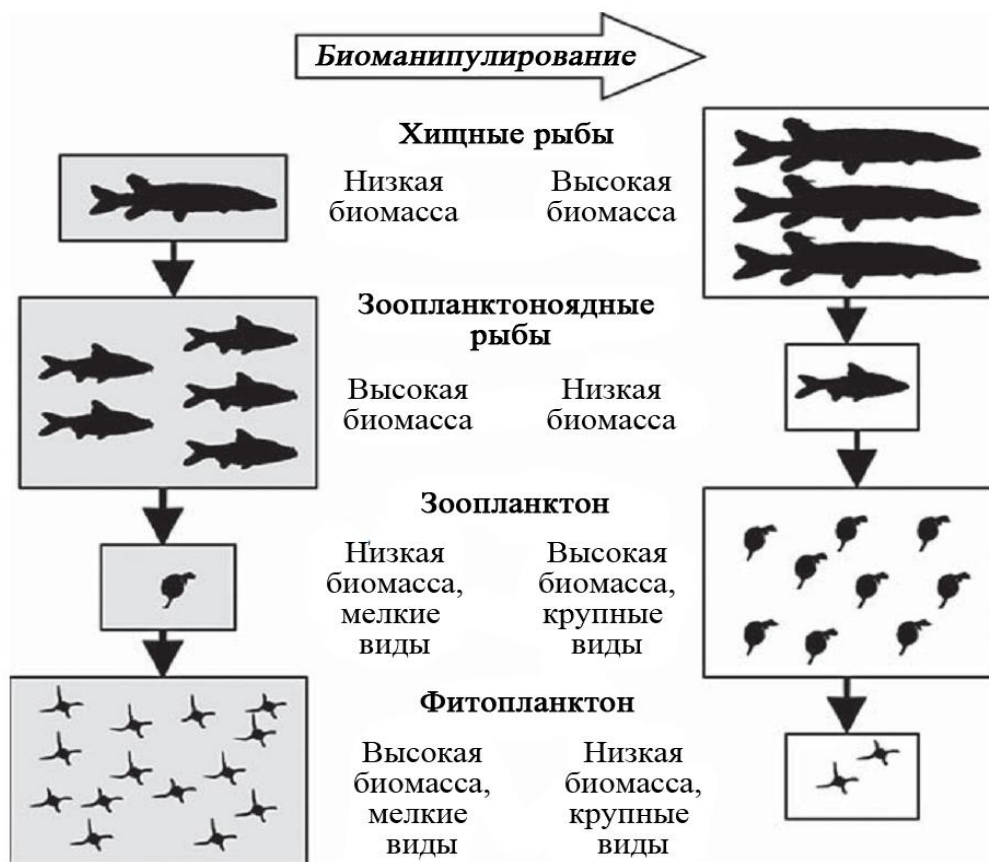


Рис. 2.1.29. Схематичное изображение контроля фитопланктона через трофические взаимодействия (Nupfer, Hilt, 2008)

Перед рассмотрением методов биоманипуляций стоит проследить естественный пример трофической сукцессии в отношении вершины пищевых цепей – рыб, так как именно с ними в первую очередь приходится иметь дело.

При низком уровне биогенов хищные окунь (*Percalleviatilis*) и щука (*Esox lucius*) являются доминантами в рыбном сообществе. Когда нагрузка возрастает, также увеличивается и биомасса рыб. Однако в ходе этого особенно быстро происходит увеличение доли карповых рыб, прежде всего плотвы (*Rutilus rutilus*) и леща (*Abramis brama*). Часть рациона этих рыб составляет зоопланктон, таким образом, увеличивая на него давление, рыбы снижают поедание им фитопланктона. В первую очередь резко снижается численность крупных форм зоопланктеров, являющихся самыми лучшими фильтраторами, таких как, например, виды рода *Daphnia*. Кроме того, из-за конкуренции окуни реже достигают размеров хищника и также вынуждены питаться зоопланктоном и бентосом, а не планктоноядными рыбами.

С уменьшением фильтрационной активности зоопланктона биомасса водорослей существенно возрастает (в 2–4 раза), что находит свое отражение в снижении прозрачности. В дополнение к этому в зоопланктонном сообществе начинают доминировать мелкие формы, не способные контролировать крупных представителей фитопланктона, например нитчатых цианобактерий. Рыбы могут также активно, напрямую или опосредованно, снижать численность погруженной высшей водной растительности и связанных с ними моллюсков. С их исчезновением пропадают и многие питающиеся ими птицы. В результате мы получаем водоем с большим количеством плотвы и леща, обилием фитопланктона, практически полным отсутствием высших водорослей и значительным снижением численности водоплавающих птиц (Jeppesen et al., 2005).

Повернуть вспять этот процесс можно несколькими путями. Один из них – избирательное удаление планктоноядных рыб. В имеющихся примерах вылов варьировал в диапазоне от 10 % до 80 % от оцененных запасов рыб (100–870 кг/га, в среднем 321 кг/га). Продолжительность манипуляций составляла от 1 года до 10 лет и более, для многих озер улучшения отмечались немедленно (Søndergaard et al., 2007).

Закрепить положительную динамику можно зарыблением водоема хищными видами рыб, в первую очередь щукой. Эффект наступает не сразу, мальки щуки первоначально питаются микроскопическими ракообразными, насекомыми, затем крупными беспозвоночными и только достигнув

достаточной длины (примерно 10,1–13,7 см) – рыбами (Skovetal.,2003). Для достижения эффекта зарыбление должно обеспечивать высокую плотность рыб (более 0,1 особи на м²) и осуществляться несколько лет подряд (Søndergaardetal., 2000).

Приемы биоманипуляций эффективны не для всех водоемов. Самые успешные примеры отмечены для малых (< 25 га) и неглубоких озер (< 3 м) (Gulatietal., 2008), кроме того, лучше всего «трофический каскад» проявляется на мезотрофных водоемах. Поставленные цели достигаются также не всегда, однако несколько десятков положительных примеров (Gulatietal., 2002; Søndergaardetal., 2007; Cooke, 2005) позволяют говорить о биоманипулировании как об очень эффективном биологическом методе оздоровления водоемов.

Использование **биофильтров** является широко распространенной технологией очистки вод, как в составе системы доочистки после очистных сооружений, так и в качестве самостоятельной фильтрующей системы (Gulati et al., 2008;Kadlec, Wallace, 2008). Технология предусматривает создание искусственных ветландов, или биоплато, которые представляют собой блоки с почвенно-грунтовой смесью и водными растениями. Они устанавливаются в прибрежной зоне в точках поступления в водоем поверхностного стока и осуществляют очистку поступающей воды. За счет потери скорости водного потока в осадок выпадают взвешенные частицы, а за счет фильтрации через грунтово-растительный слой, а также благодаря микробному сообществу из воды удаляются загрязняющие вещества и биогенные элементы.

В зарубежной литературе подобные конструкции носят названия «constructed wetlands», в русском языке нет общепринятого эквивалента этому термину. В научной литературе встречаются такие определения, как «биоплато», «биоинженерные сооружения», «биологические» и «ботанические площадки», нередко используется простая транслитерация выражения «constructed wetlands» (Сивкова, Семёнов, 2010). Можно отметить, что в основе строения практически всех биоплато лежат четыре основных элемента: водонепроницаемый слой, фильтрующий слой, макрофиты, инженерные коммуникации для распределения стоков по площади биоплато и регулирования уровня воды в нем.

Можно выделить следующие базовые типы искусственных ветландов:

1. Системы поверхностного потока (*free water surface*, или FWS) – представляют собой затопленные площадки, внешне похожие на естественные

болота с открытой водой, на которых по дну высажены водные растения (рис. 2.1.30). Вода самотеком проходит сквозь стебли и листья растений.

2. Системы горизонтального подповерхностного потока (*horizontal subsurface flow*, или HSSF) – представляют собой плато, заполненное фильтрующим материалом из гравия, мелких камней, песка, почвы и т.п., на котором высажены водные растения (рис. 2.1.31; Kadlec, Wallace, 2008). Вода подается на поверхность биоплато, при этом участки постоянно открытой воды отсутствуют, и проходит через фильтрующую среду, заполненную корневой системой растений, в горизонтальном направлении ниже уровня поверхности субстрата.

3. Системы вертикального потока (*vertical flow*, или VF) – похожи на предыдущий вариант, также представляют собой плато, заполненное фильтрующим материалом, на котором высажены водные растения. Вода периодически подается на поверхность биоплато и фильтруется в вертикальном направлении через субстрат и корневую систему растений (рис. 2.1.32; Kadlec, Wallace, 2008).

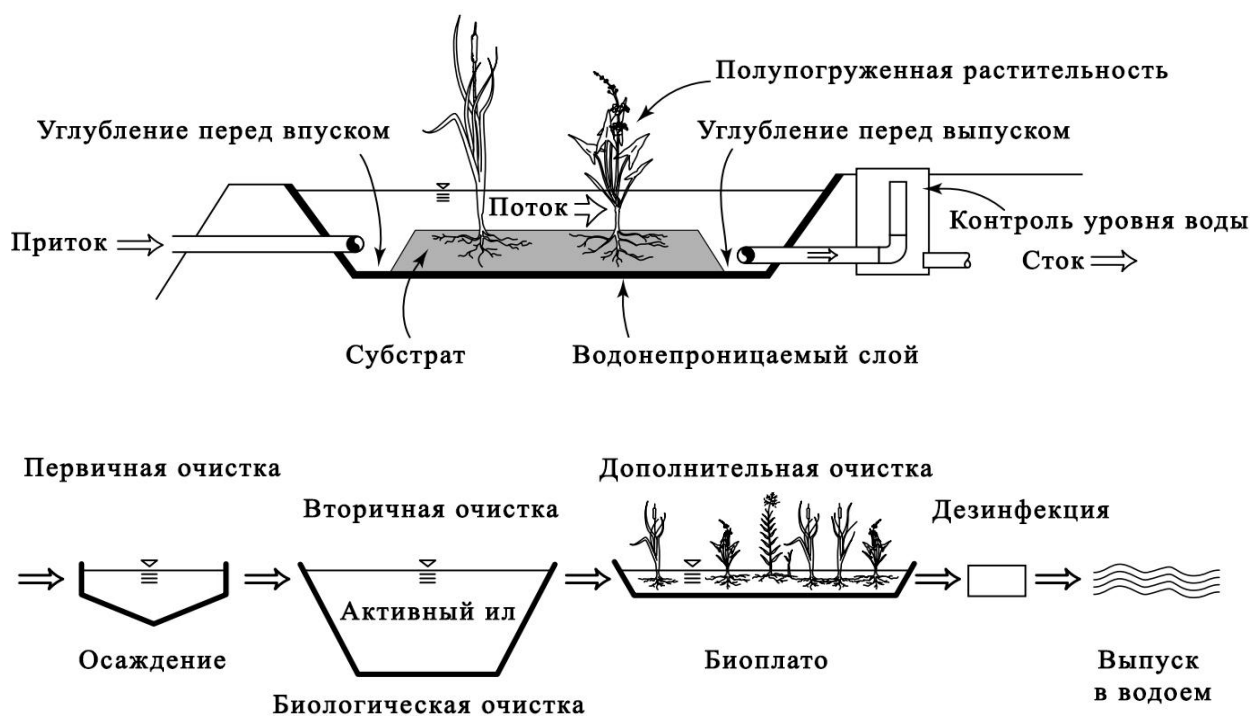


Рис. 2.1.30. Схема организации биоплато по типу поверхностного потока и пример использования для доочистки муниципальных сточных вод

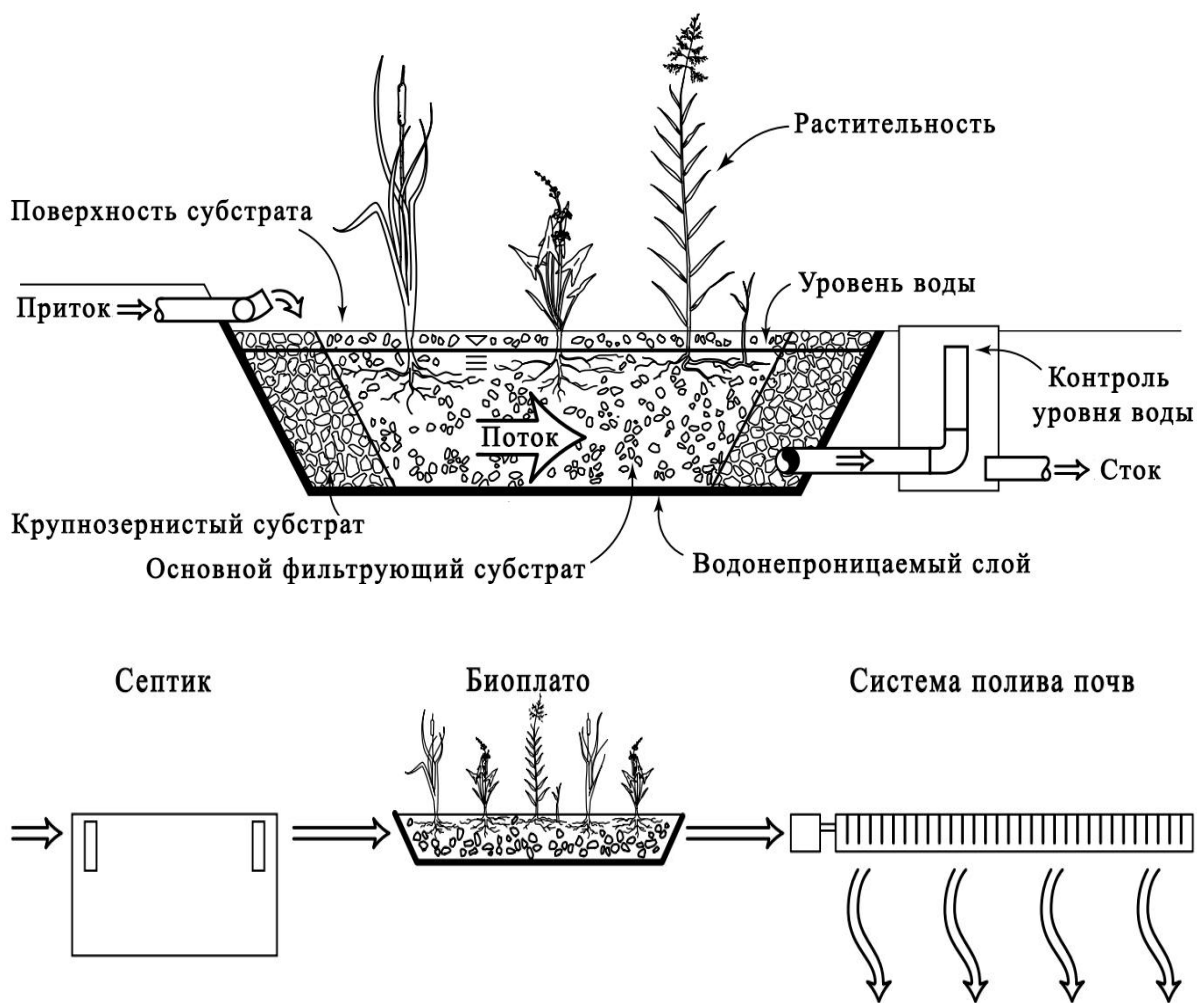


Рис. 2.1.31. Схема организации биоплато по типу горизонтального подповерхностного потока и пример использования для очистки сточных вод в индивидуальном хозяйстве

Стоит отметить, что системы горизонтального подповерхностного потока из-за конструктивных особенностей, препятствующих поступлению кислорода, имеют ограничение в отношении очистки вод от аммонийного азота. Организация гибридных биоплато (VF+HSSF) может решить эту проблему, обеспечивая комплексную систему процессов нитрификации-денитрификации (рис. 2.1.32).

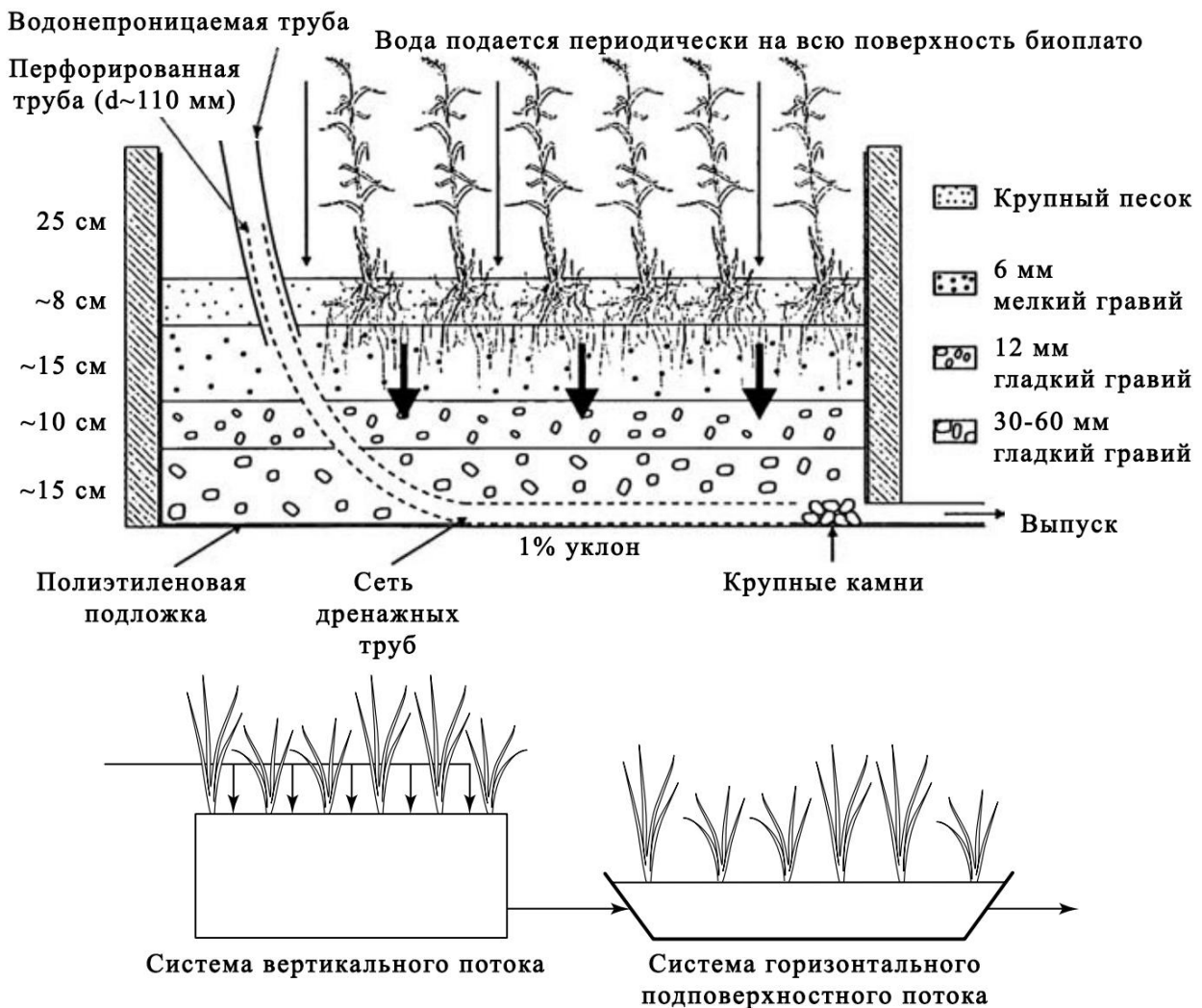


Рис. 2.1.32. Схема организации биоплато по типу вертикального потока и пример использования в гибридной установке (Kadlec, Wallace, 2008)

Возможна организация биоплато в виде извлекаемых при необходимости погружных кассет, заполненных растениями, а также в виде плавающих биоплато (рис. 2.1.33), к плюсам последних можно отнести мобильность, отсутствие колебаний уровня воды, а также высокую метаболическую активность подводной части, состоящей из развитой корневой системы и микробных сообществ, заселяющих этот удобный субстрат. В качестве примера плавающих биоплато можно привести коммерческие решения: BioHaven[™] с естественной циркуляцией воды и Leviathan[™] с принудительной циркуляцией.

Можно отметить, что использование биофильтров с погруженными под воду растениями может быть не всегда эффективно, так как макрофиты могут погибать от недостатка света при высокой мутности воды (Прыткова, 2002).



Рис. 2.1.33. Схема организации плавающих биоплато и пример их использования на практике: а) запуск биоплато; б) установка ограждений от растительноядных птиц; с) биоплато через 4 месяца; д) биоплато через 13 месяцев (Winstonetal., 2013)

К числу биологических методов можно также отнести применение биоаугментации и альголизации.

В качестве примера **биоаугментации** (внесение специализированных микробных сообществ, усиливающих процессы биodeградации) можно привести отечественную разработку 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. Это искусственно созданный микробиологический консорциум естественных микроорганизмов-гидробионтов, полученных в результате выделения и сравнительного анализа микробной биоты из экосистем здоровых и эвтрофированных водоемов.

Применение препарата «Понд Трит» рекомендовано производителем для биологической реабилитации интенсивно загрязненных, эвтрофных и деградирующих, а также испытывающих повышенную техногенную и антропогенную нагрузку закрытых и слаботочных водоемов любых размеров. К очистке рекомендуются водоемы с высоким уровнем донных отложений, высокой мутностью воды, обилием синезеленых водорослей, тины, ряски, периодическими заморами рыб, ослабленным самоочищением (Микрозим..., 2011).

Заявлено, что благодаря биологической очистке водоема препаратом нейтрализуются последствия органического и биогенного загрязнения и эвтрофирования водоема, восстанавливается биологическое равновесие, вода и донные отложения освобождаются от свободной органики и питательных веществ, влажная масса ила донных отложений сокращается на 40–50 %, многократно интенсифицируется микробиологическое самоочищение воды от патогенных и условно патогенных микроорганизмов. Применение биопрепарата позволяет за один теплый сезон привести качество воды в водоеме в соответствие с требованиями СанПиН 2.1.5.980-00 «Охрана поверхностных вод» по показателям БПК, ХПК, взвешенных веществ, азота, фосфатов, растворенного кислорода, ОМЧ, очистить донные иловые отложения, как источник вторичного загрязнения водоема, от гниющего органического вещества.

Успевшая образоваться к моменту очистки избыточная биомасса синезеленых водорослей, ряски, тины отмирает естественным образом в течение двух-трех недель и опускается на дно, где ее остатки полностью уничтожаются на дне бактериями биопрепарата, а образовавшиеся при разложении биогенные элементы удаляются, связываются и конвертируются в питание высших видов водной фауны. Деградирование водоема останавливается: прекращается размножение фитопланктона, «цветение» синезеленых водорослей, нитчатых водорослей, ряски, предотвращаются летние и зимние заморы рыб. В результате водоем восстанавливается как самоочищающаяся экосистема, для которой характерно состояние биологического баланса (Микрозим..., 2011).

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 дозами с двухнедельными интервалами по следующему графику (на 1 м² водного зеркала):

1 неделя	3 неделя	5 неделя	7 неделя	9 неделя
2 г	1 г	0,5 г	0,5 г	0,2 г

Препарат вносится в водоем только строго в соответствии с графиком, так как произвольное сокращение двухнедельного интервала или завышение кратных доз биопрепарата может привести к кислородному голоданию рыб. Поддерживающая дозировка 0,2 г на 1 м² эффективна для очистки воды, когда не требуется глубокая очистка водоема от ила донных отложений. Обработку водоема биопрепаратом рекомендуется начинать в апреле-мае, после прогрева воды до +10° С, но можно приступать к обработке водоема и в течение лета – микроорганизмы препарата будут очищать водоем до становления льда, перезимуют и возобновят активность следующей весной (Микрозим..., 2011). 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.

Также в качестве примеров коммерческих препаратов на основе микробных сообществ можно привести импортные аналоги, такие как C-FLO-6F™, Bacti-Klear™, PureBacteria™, PondClear™, NutrEraser™ (США), EmTec-FM™ (Таиланд, рис. 2.1.34), предпосылки для применения и механизмы действия которых в целом аналогичны Микрозим™ «Понд Трит».



*Рис. 2.1.34. Результат применения биопрепарата EmTec-FM™
(Таиланд, www.emtec.co.th)*

В некоторых случаях производитель предлагает целую линейку специализированных препаратов на основе сообществ микроорганизмов, адаптированных к специфическим условиям различных сезонов года, например:

– HBWinterBlend™ – смесь психрофильных (холодноводных) микроорганизмов для очистки водоемов поздней осенью или ранней весной (5,0–17,8° С).

– HBSpringBlend™ – смесь мезофильных микроорганизмов, витаминов, биостимуляторов и ферментов для применения в предвегетационный период при температуре воды 17,8–25,6° С.

– HBSummerBlend™ – для применения в жаркие летние месяцы при температуре воды выше 26° С.

– HBFallBlend™ – специализированный биопрепарат для ускоренной утилизации накопившихся в водоеме в ходе вегетационного сезона растительных остатков (оптимум температур 17,8–25,6°С).

Процедура **альголизации** основана на внесении в водоем штамма зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, что должно приводить к коррекции альгоценоза в сторону увеличения доли зеленых и снижения количества сине-зеленых водорослей. В основе метода лежит гипотеза о том, что между сине-зелеными и зелеными водорослями в фитопланктонном сообществе складываются антагонистические отношения (Богданов, 2008). Стоимость процедуры составляет от 3000 до 10 000 руб. на 1 га акватории. Необходимо отметить, что данный метод не прошел достаточной апробации, что затрудняет однозначное прогнозирование последствий оздоровления. Использование альголизации может не только не улучшить экологическую ситуацию в водоеме, но даже наоборот, существенным образом ее ухудшить, несмотря на многомиллионные затраты.

Таким образом, несмотря на плюсы биологических приемов и их «естественность», следует учитывать, что они эффективны не для всех водоемов, и поэтому существует высокий риск не достигнуть требуемых результатов в необходимые сроки. Кроме того, некоторые методы пока не нашли такого широкого применения для целей оздоровления водных экосистем, как отдельные методы, описанные выше, какие-то в силу недавнего появления или недостаточной проработанности, другие – вследствие специфичности и особенностей применения, третьи – из-за отсутствия достоверных данных об их эффективности.

2.1.5. Процессы естественного самоочищения

При применении экотехнологических решений оздоровления водоемов не стоит забывать и о разнообразных естественных механизмах самоочищения и восстановления, постоянно протекающих в водоеме и зачастую первостепенно определяющих состояние водных экосистем. Для формирования качества воды, ее очищения в водных экосистемах важными являются многие физические, химические и биологические процессы. Перечень основных процессов приведен ниже (цит. по: Остроумов, 2002, 2004, 2005).

**Некоторые факторы и процессы, участвующие в самоочищении воды.
(ЗВ – загрязняющие вещества; РОВ – растворенное органическое
вещество; ВОВ – взвешенное органическое вещество**

<i>Процесс</i>	<i>Комментарий</i>
ФИЗИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ	
Растворение и разбавление	
Вынос на берег	
Вынос в сопредельные водоемы и водотоки	Экспорт углерода растворенных веществ и взвешенных частиц с вытекающей водой зависит от концентрации РОВ и ВОВ
Сорбция взвешенными частицами с последующей седиментацией	Зависит от образования сестона и детрита гидробионтами
Сорбция донными осадками	Зависит от содержания органических веществ в осадках
Испарение	Может зависеть от пленки органических веществ на поверхности водоема
ХИМИЧЕСКИЕ	
Процессы гидролиза	
Фотохимические превращения	Фотолиз сенсibiliзируется органическими веществами биотического происхождения
Редокс-каталитические превращения	
Превращения с участием свободных радикалов	Зависят от лигандов биологического происхождения
Уменьшение токсичности ЗВ в результате связывания с РОВ	
Химическое окисление ЗВ с участием кислорода	Концентрация кислорода зависит от фотосинтеза гидробионтов
БИОТИЧЕСКИЕ	
Сорбция и накопление гидробионтами ЗВ и биогенов	

<i>Процесс</i>	<i>Комментарий</i>
Биотрансформация: редоксреакции, разрушение, конъюгация	В некоторых озерах в год окисляется следующее количество углерода (в гС на 1 м ² зеркала озера): благодаря дыханию фитопланктона 19,1; за счет дыхания зоопланктона 12,0; окисление бактериями в донных осадках 17,3
Внеклеточная ферментативная трансформация ЗВ	
Удаление взвешенных частиц и ЗВ из столба воды в результате фильтрации воды гидробионтами	Для кладоцер объем профильтрованной воды составляет до 40 мл (иногда до 130) на 1 животное в сутки; для копепод объем составляет до 2–4 мл (иногда до 27) на 1 животное в сутки
Удаление ЗВ из столба воды в результате сорбции пеллетами, экскретируемыми гидробионтами	
Предотвращение или замедление выхода биогенов и ЗВ из донных осадков в воду, аккумуляция и связывание биогенов и ЗВ бентосными организмами	
Вынос С, N, P из экосистемы при вылете имаго водных насекомых	За счет вылета имаго насекомых озеро может терять ежегодно 0,5 гС на 1 м ² площади озера
Вынос С, N, P из экосистемы при питании рыбацких и других птиц	Зависит от состояния биоты на прилегающей территории
Вынос С, N, P из экосистемы при выходе на сушу прошедших метаморфоз земноводных	Зависит от состояния биоты на прилегающей территории
Биотрансформация и сорбция ЗВ в почве – при поливе земель загрязненными водами	
Регуляция численности и активности организмов-участников процессов очищения воды в результате межорганизменных взаимодействий	В регуляции участвуют вещества – экологические хеморегуляторы и хемомедиаторы

Многие физические и химические процессы самоочищения воды регулируются биологическими факторами или существенно зависят от них. Например, масштабы сорбции загрязняющих веществ на оседающих частицах взвесей зависят от концентрации клеток фитопланктона. Фотохимические процессы зависят от прозрачности воды, а прозрачность зависит от фильтрационной активности гидробионтов. Свободно-радикальные процессы разрушения поллютантов зависят от связывания ионов металлов с растворенными в воде лигандами, представляющими собой органические молекулы биологического происхождения. Таким образом, биотические факторы находятся в центре всей системы самоочищения воды. Все процессы, участвующие в очищении воды, в равной мере важны и ни один из них не должен выпадать из внимания либо считаться менее существенным, чем другие. Кроме того, в экосистеме с течением времени могут наблюдаться значительные изменения и в каждый данный момент может иметь место повышенная значимость одних процессов за счет других; в последующем соотношение относительной значимости конкретных процессов может резко измениться.

Можно выделить следующие основные структурно-функциональные блоки, в совокупности охватывающие значительную часть общего гидробиологического механизма самоочищения водных экосистем:

- 1) блок фильтрационной активности («фильтры»);
- 2) блок механизмов переноса, перекачивания химических веществ из одного экологического компартмента в другой (из одной среды в другую), иными словами, «насосы» в составе механизмов самоочищения водных экосистем;
- 3) блок расщепления молекул загрязняющих веществ («мельницы», перемалывающие загрязняющие вещества).

Фильтры. Остроумов выделяет следующие функциональные фильтрующие системы: а) совокупность беспозвоночных гидробионтов-фильтраторов; б) пояс прибрежных макрофитов, который задерживает часть биогенов и загрязняющих веществ, поступающих в экосистему с прилегающей территории; в) бентос, задерживающий и поглощающий часть биогенов и поллютантов, мигрирующих на границе раздела вода/донные осадки; г) микроорганизмы, сорбированные на взвешенных частицах, перемещающихся относительно водной массы вследствие гравитационного оседания частиц под действием сил тяжести; в результате водная масса и микроорганизмы перемещаются относительно друг друга, что эквивалентно ситуации, когда вода

профильтровывается через зернистый субстрат с прикрепленными микроорганизмами; последние извлекают из воды растворенные органические вещества и биогены.

Насосы. Выделяют следующие функциональные системы: а) блок процессов, действующих как насос, способствующий перемещению части поллютантов и водной тощи в осадки (такие процессы, как седиментация, сорбция); б) блок процессов, действующих как функциональный насос, способствующий перемещению части поллютантов из водной толщи в атмосферу – испарение; в) блок процессов, действующих как функциональный насос, способствующий перемещению части биогенов из воды на территорию окружающих наземных экосистем – совокупность миграционных процессов в связи с вылетом имаго тех насекомых, у которых личиночная стадия проходит в воде; г) аналогичный блок процессов, который действует как функциональный насос, способствующий перемещению части биогенов из воды на территорию окружающих наземных экосистем благодаря жизнедеятельности ряда видов птиц. Имеются в виду те птицы, которые питаются гидробионтами, изымая биомассу из водной экосистемы, но гнездятся на территории, окружающей водоем или водоток.

Мельницы. Можно выделить следующие функциональные системы расщепления загрязняющих веществ: а) молекулярная мельница внутриклеточных ферментативных процессов; б) мельница внеклеточных ферментов, находящихся в водной среде; в) мельница фотохимических процессов, сенсibilизированных веществами биологического происхождения; г) мельница свободно-радикальных процессов с участием лигандов биологического происхождения.

2.2. Методы регулирования роста водных растений

Разнообразные экологические группы растений, обитающие в водоемах, являются их неотъемлемой частью, обеспечивающей нормальное функционирование и устойчивость водных экосистем (рис. 2.2.1). Они продуцируют кислород, создавая благоприятные физико-химические условия обитания для остальных гидробионтов; микроскопические водоросли (фитопланктон) являются начальным звеном большинства пищевых цепей в водоеме; макрофиты формируют условия обитания, а также служат источником питания для многих животных (рыб, амфибий, насекомых, птиц, млекопитающих и др.); укореняющиеся растения закрепляют береговую линию, препятствуют абразии и взмучиванию донных отложений и, как следствие,

обеспечивают снижение эрозии, мутности воды и увеличение ее прозрачности. Поэтому целью регулирования роста водных растений ни в коем случае не должно становиться их полное уничтожение, допустима лишь корректировка их количества, обеспечивающего баланс интересов между обеспечением нормального хозяйственного использования водоема и необходимостью сохранения структурно-функциональной организации экосистемы.



Рис. 2.2.1. Экологические группы водных растений

Нежелательные последствия массового развития фитопланктона были рассмотрены ранее (раздел 1.3), однако, в зависимости от целей хозяйственного использования водоема, нежелательным может являться не только «цветение» микроводорослей, но и интенсивное развитие высших водных растений, кроме того, это может негативным образом сказаться и на нормальном функционировании самой экосистемы.

Можно перечислить следующие основные проблемы, связанные с чрезмерным развитием макрофитов (Lancar, Krake, 2002; Lembi, 2003):

- Невозможность осуществления или падение рекреационной активности: купания, рыбной ловли, лодочного судоходства, в том числе из-за снижения эстетической привлекательности.

- Снижение эффективности работы гидротехнических, дренажных систем, каналов.

– Увеличение скорости заиливания водоема, уменьшения его полезного объема в результате отмирания растительности.

– Уменьшение размерных характеристик, задержка роста и чрезмерное уплотнение популяций рыб из-за обилия убежищ для молоди.

– Гибель представителей ихтиофауны из-за дефицита кислорода. Причиной может стать затенение аэрогидатофитами водной толщи и, как следствие, препятствование фотосинтезу, интенсивное дыхание растений в ночное время, а также разложение растительной биомассы в конце вегетационного периода. Кроме того, низкие концентрации кислорода могут и не привести к замору рыб, но могут повысить их чувствительность к токсикантам.

– Массовое размножение кровососущих насекомых, вследствие создания гидрофитами благоприятных условий для их развития (застойных зон, защищенных от ветра и естественных хищников). Как следствие, это может приводить к росту числа заболеваний, связанных с комарами и москитами.

– Снижение численности или полное исчезновение аборигенной флоры и фауны в результате намеренного или случайного вселения экзотических видов растений (рис. 2.2.2), примерами могут служить инвазии элодеи канадской (*Elodea canadensis*), урути колосистой (*Myriophyllum spicatum*), дербенника иволистного (*Lythrum salicaria*), водяного гиацинта (*Eichhornia crassipes*) и др.

Наиболее часто с вышеперечисленными проблемами приходится сталкиваться в неглубоких водоемах, где фотическая зона охватывает практически всю водную толщу и почти вся площадь донных отложений пригодна для развития растений.

Ниже рассмотрены физические, химические и биологические методы, применяемые для регулирования роста водных растений, как микроводорослей, так и макрофитов.



Рис. 2.2.2. Плакат на берегу водоема, предупреждающий об опасности инвазивных видов (дрейссена – *Dreissena polymorpha*, битотрефес – *Bythotrephes longimanus*, бычок – *Neogobius melanostomus*, уруть – *Myriophyllum spicatum*) и сообщающий рекомендации по защите от их распространения, США (www.flickr.com/photos/statevillians_alluring_photography/3054736377/)

2.2.1. Физические методы

В системе мероприятий по реабилитации водных объектов для контроля развития водных растений успешно используются различные физические методы, начиная от простых методов механического удаления и искусственного затенения акватории, заканчивая передовыми инновационными подходами.

Средства механического удаления предназначены для борьбы с нежелательным чрезмерным развитием высших водных растений, за счет их полного или частичного устранения из водного объекта (рис. 2.2.3).

Средства представлены разнообразными ручными инструментами, такими как специальные косы (например, WeedGator™, WeedRazer™, рис. 2.2.4),

грабли (WeedRaker™), вилы, а также различными электромеханическими устройствами, как под управлением человека (например, JensonLakeMower™, рис. 2.2.5), так и автономными, способными работать круглосуточно (WeedRoller™, LakeMaid™, BeachGroomer™, рис. 2.2.6, 2.2.7).

Удаление макрофитов из водоема значительно влияет на его трофический статус и позволяет снизить до 47 % общую биогенную нагрузку на озеро. Например, в США изучалось влияние сбора макрофитов на состояние 32 озер, положительный результат был получен в 28 озерах. Кроме того, установлено оптимальное время для сбора растительности – до наступления старения биомассы, т.е. когда она максимальная (Прыткова, 2002).

Существуют специализированные плавающие комбайны, а также комбайны-амфибии (AquariusSystems™, TRUXOR™, MOBITRAC™) для удаления водных и прибрежных растений (рис. 2.2.8, 2.2.9).

К простым физическим методам можно отнести способ борьбы с «цветением» водоемов при помощи **искусственного затенения**, создаваемого либо искусственной преградой, либо растворением в водной толще специального колоранта.

Первый способ предполагает создание барьера на поверхности воды, препятствующего проникновению солнечного света, например при помощи черного полиэтилена, частично распределенного по акватории, или специального материала на определенном расстоянии от нее (рис. 2.2.10). Полиэтилен имеет плотность меньше чем у воды (0,92 г/см³), вследствие чего обеспечивается его плавучесть, использование якорных устройств препятствует его смещению (Cooke, 2005), необходимый эффект достигается при условии применения около месяца. В силу специфики использования данный метод не нашел широкого применения.



Рис. 2.2.3. Пример использования средств механического удаления водных растений на озере (www.lakemower.com)

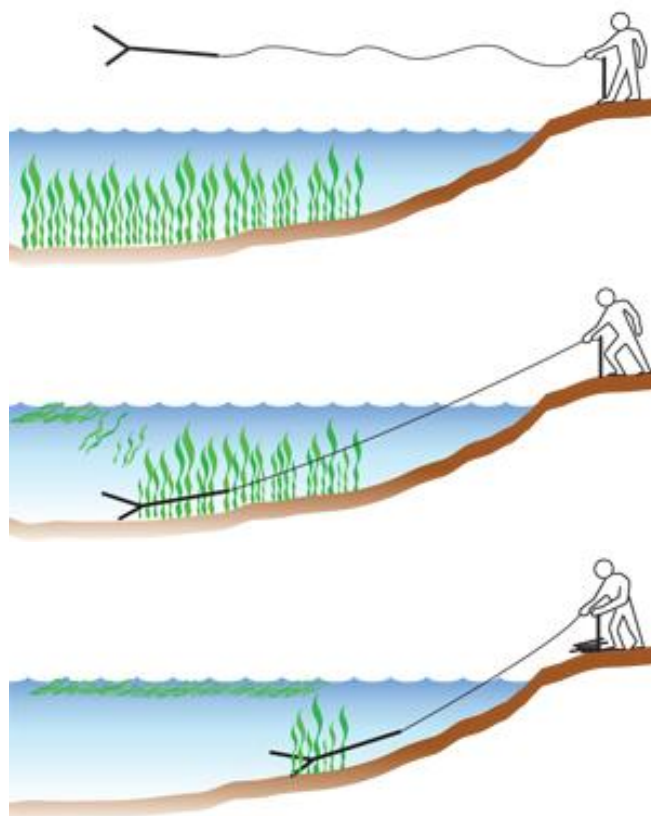


Рис. 2.2.4. Внешний вид и схема применения WeedRazer™ на водоеме
(www.weedrazers.com)



Рис. 2.2.5. Внешний вид и применение JensonLakeMower™ на водоеме
(www.lakemower.com)



Рис. 2.2.6. Техническое средство регулирования роста водорослей в автоматическом режиме WeedRoller™ (www.weedroller.com)



Рис. 2.2.7. Техническое средство регулирования роста водорослей в автоматическом режиме BeachGroomer™ (www.beachgroomer.com)



Рис. 2.2.8. Комбайн для сбора водных растений AquariusSystems™ 320 серии
(www.aquarius-systems.com)



Рис. 2.2.9. Комбайн-амфибия для удаления прибрежной растительности
TRUXOR™ (www.truxorusa.com)



Рис. 2.2.10. Применение искусственного затенения над частью водоема, Невада, США (Principles of design..., 2011)

Схожих целей можно добиться при помощи прибрежной древесно-кустарниковой растительности. Затенение, создаваемое таким образом, является не сплошным и сильно зависит от густоты кроны деревьев, т.е. это лишь дополнительная мера, препятствующая интенсивному развитию водных растений, особенно на литорали.

В качестве примеров специализированных колорантов можно привести PureBlue™ (рис. 2.2.11) и AquaShade™. Основой красителей являются безопасные для окружающей среды красители: синий E133 (Acid Blue 9 – $C_{37}H_{34}N_2Na_2O_9S_3$) и желтый E102 (Acid Yellow 23 – $C_{16}H_9N_4Na_3O_9S_2$).

Помимо создания искусственного затенения, препятствующего протеканию процесса фотосинтеза и, как следствие, развитию водорослей, применение этих препаратов позволяет добиться эстетически приятного синего оттенка для водоема.



Рис. 2.2.11. Пример применения колоранта PureBlue™ для коррекции состояния водоема (www.organicpond.com)

К числу физических методов контроля развития водных растений можно отнести мероприятия по **искусственному регулированию уровня режима** водоема. Частичный или полный спуск воды из водоема, выполняемый в рамках данной процедуры, в первую очередь является результативным механизмом управления численностью высших водных растений (McComas, 2003); считается, что этот метод может являться эффективным мероприятием и для борьбы с «цветением» водорослей фитопланктона.

Регулирование уровня относится к числу недорогих методов. Осушение водоема также можно совместить с другими восстановительными процедурами: выемкой донных отложений, биоманипулированием и т.д.

Основной механизм действия данного метода состоит в том, что в результате понижения уровня воды растения и их корневая система оказываются на воздухе, из-за чего происходит их высыхание. Также губительным для растений являются высокие или низкие температуры при выполнении процедуры в летнее или зимнее время соответственно, причем последний вариант считается наиболее эффективным. К преимуществам осуществления сработки водоема в предзимний период можно также отнести отсутствие распространения по открытым участкам донных отложений наземных растений и некоторых гидрофитов, а также минимизацию помех для рекреационной деятельности. Кроме того, в весенний период наполнение спущенного водоема произойдет наиболее быстрыми темпами (Cooke, 2005).

Необходимо учитывать, что растения по-разному реагируют на колебания уровня воды: некоторые виды уменьшают свою численность, а отдельные представители, напротив, увеличивают свое обилие. Поэтому в водоемах с разнообразным растительным составом варианты осуществления этой процедуры (осушение и зимняя сработка, осушение и летняя сработка) могут формировать оптимальные условия для развития одних видов и неблагоприятные для других, даже в пределах одного рода (табл. 2.2.1). Поэтому можно рекомендовать чередование вариантов осуществления этого метода.

Отсутствие возможности существенного регулирования уровня режима преимущественно связано с особенностями хозяйственного использования водоема: использование для питьевого водоснабжения, энергетики, высокая рекреационная значимость и т.п. Проблемы также могут возникнуть при необходимости минимизировать негативные последствия для сообществ гидробионтов (в первую очередь бентоса и ихтиофауны).

Таблица 2.2.1

Характер поведения некоторых видов водных растений при сработке водоемов: в течение целого года (Г), зимней (З), летней (Л) (Cooke, 2005)

№	Наименование растения	Г	З	Л
	<i>Обычно увеличивающие численность</i>			
1.	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Очереднопыльник филоксеровый)	+	+	+
2.	<i>Hydrilla verticillata</i> (Гидрилла мутовчатая)		+	
3.	<i>Leersia oryzoides</i> (Леерсия рисовидная)		+	+
4.	<i>Najas flexilis</i> (Наяда гибкая)	+	+	+

№	Наименование растения	Г	З	Л
5.	<i>Polygonum coccineum</i> (Горец земноводный)		+	+
6.	<i>Potamogeton epihydrus</i> (Рдест)		+	
7.	<i>Scirpus validus</i> (Камыш сильный)		+	+
	<i>Обычно сокращающие численность</i>			
1.	<i>Brasenia schreberi</i> (Бразения Шребера)		+	+
2.	<i>Cabomba caroliniana</i> (Кабомба каролинская)		+	+
3.	<i>Ceratophyllum demersum</i> (Роголистник темно-зеленый)	+	+	+
4.	<i>Egeria densa</i> (Эгерия густолиственная)		+	+
5.	<i>Myriophyllum</i> spp. (Уруть)		+	+
6.	<i>Najas guadalupensis</i> (Наяда гваделупская)	+	+	
7.	<i>Nuphar</i> spp. (Кубышка)		+	+
8.	<i>Nymphaea odorata</i> (Кувшинка душистая)			+
9.	<i>Potamogeton robbinsii</i> (Рдест Роббинса)		+	
	<i>Не изменяющие численность или с неоднозначной реакцией</i>			
1.	<i>Eichhornia crassipes</i> (Эйхорния отличная)			
2.	<i>Elodea canadensis</i> (Элодея канадская)			
3.	<i>Typha latifolia</i> (Рогоз широколистный)			

К числу эффективных физических методов относится инновационная **технология ультразвукового воздействия** на водную толщу и содержащиеся в ней водоросли. Для этих целей в мировой практике в настоящее время широко применяются ультразвуковые излучатели (рис. 2.2.12), такие как SonicSolutions™ (США) и LG Sonic™ (Нидерланды). Ультразвуковые приборы успешно эксплуатируются в США, Канаде, Китае, Новой Зеландии, Нидерландах, Франции, Чили и Японии.

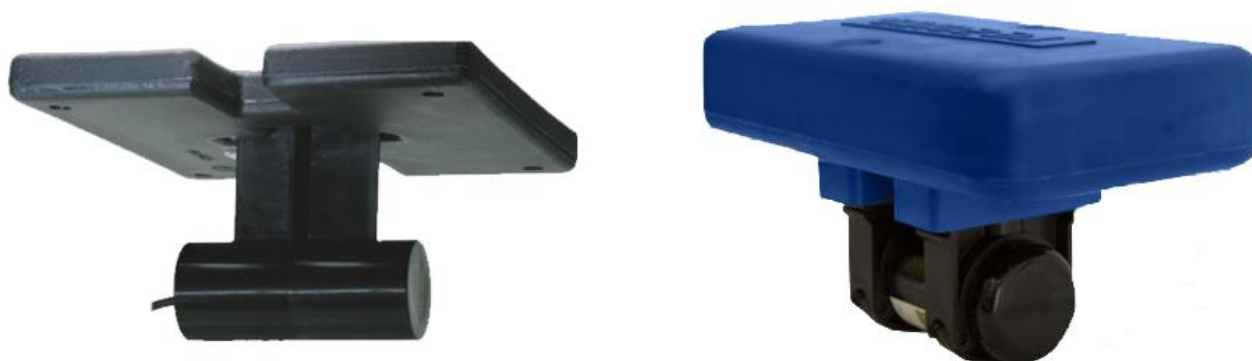


Рис. 2.2.12. Ультразвуковые излучатели SonicSolutions™ и LG Sonic™

Как показал опыт работы с данными приборами, ультразвуковые излучатели, установленные на водоеме, решают две основные задачи: уничтожают синезеленые водоросли (рис. 2.2.13, 2.2.14) и блокируют возможность последующего развития водорослей в водоеме.

Преимущества применения данного метода далее рассмотрены на примере приборов серии SonicSolutions™ (SS, www.sonicsolutionsllc.com).

Ультразвуковое излучение приборов SS ограничивает рост большинства планктонных, нитевидных водорослей, а также мешает образованию биопленки. В зависимости от модели приборов (модельный ряд от SS100 до SS600) диапазон воздействия ультразвука на синезеленые водоросли составляет от 200 до 700 м (рис. 2.2.15). Ультразвуковые частоты излучаются в воду в диапазоне частот от 20 до 60 кГц, потребляемая мощность составляет 25 Вт от сети 220 В переменного тока или 24 В постоянного. Вес прибора с излучателем не превышает 8,5 кг.

Как показывают испытания всего модельного ряда приборов от SS100 до SS600, ультразвуковое излучение эффективно воздействует на водоросли и не наносит вреда другим сообществам водоема, а также рыбам, водоплавающим птицам и людям. Все приборы SS100-SS600 соответствуют стандартам безопасности здравоохранения и защиты окружающей среды (сертификат NSF/ANSI 61).

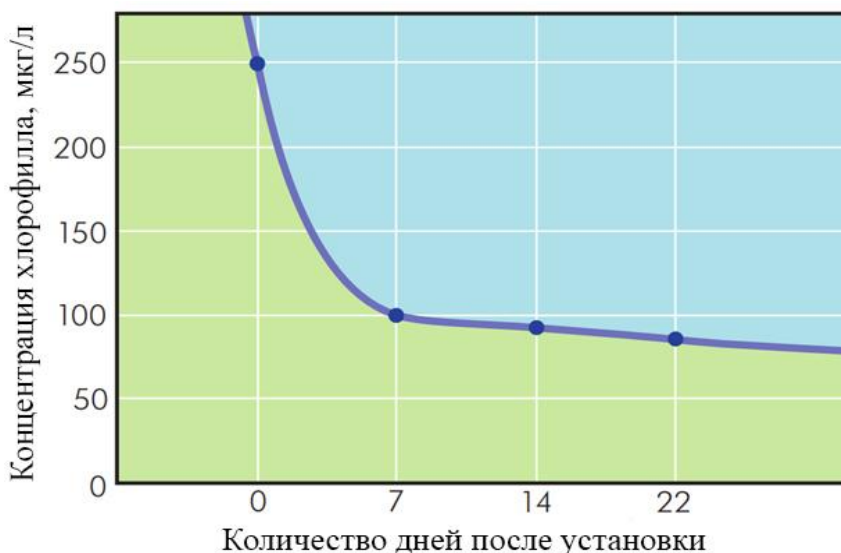


Рис. 2.2.13. Снижение концентрации хлорофилла под действием ультразвуковых волн SS (www.sonicsolutionsllc.com)

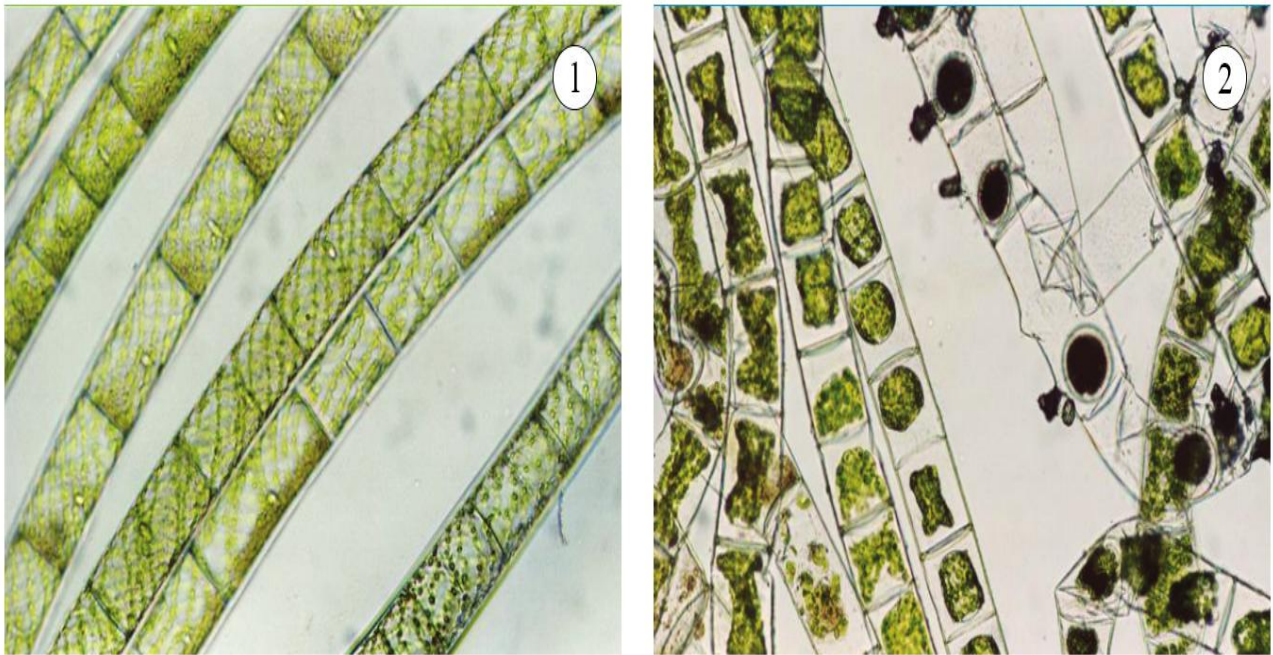


Рис. 2.2.14. Последствия воздействия ультразвуковых волн на водоросли: 1 – исходное состояние клеток, 2 – через две недели (www.sonicsolutionsllc.com)

Уничтожение колоний синезеленых и зеленых водорослей с предупреждением их повторного развития осуществляется путем ультразвукового воздействия на всю толщу водоема. Для этой цели предусматривается установка по акватории водного объекта ряда ультразвуковых излучателей в зависимости от морфометрических параметров водоема (минимальная глубина водоема для установки – 60 см).

Ультразвуковой прибор SS600 является самым мощным инструментом в линии приборов SS, применяемых для регулирования роста водорослей в водоеме и их уничтожения. Эффективный диапазон воздействия прибора на водоросли составляет примерно 700 м, что позволяет использовать SS600 на очень больших прудах и озерах.

Основные особенности SS600:

- могут работать в течение 24 часов в сутки;
- безопасны для других обитателей водоема;
- могут скрытно устанавливаться под поверхностью воды;
- имеют малое энергопотребление – менее 50 Вт, 220 или 24 В;
- могут использоваться в автономном режиме с солнечными панелями.

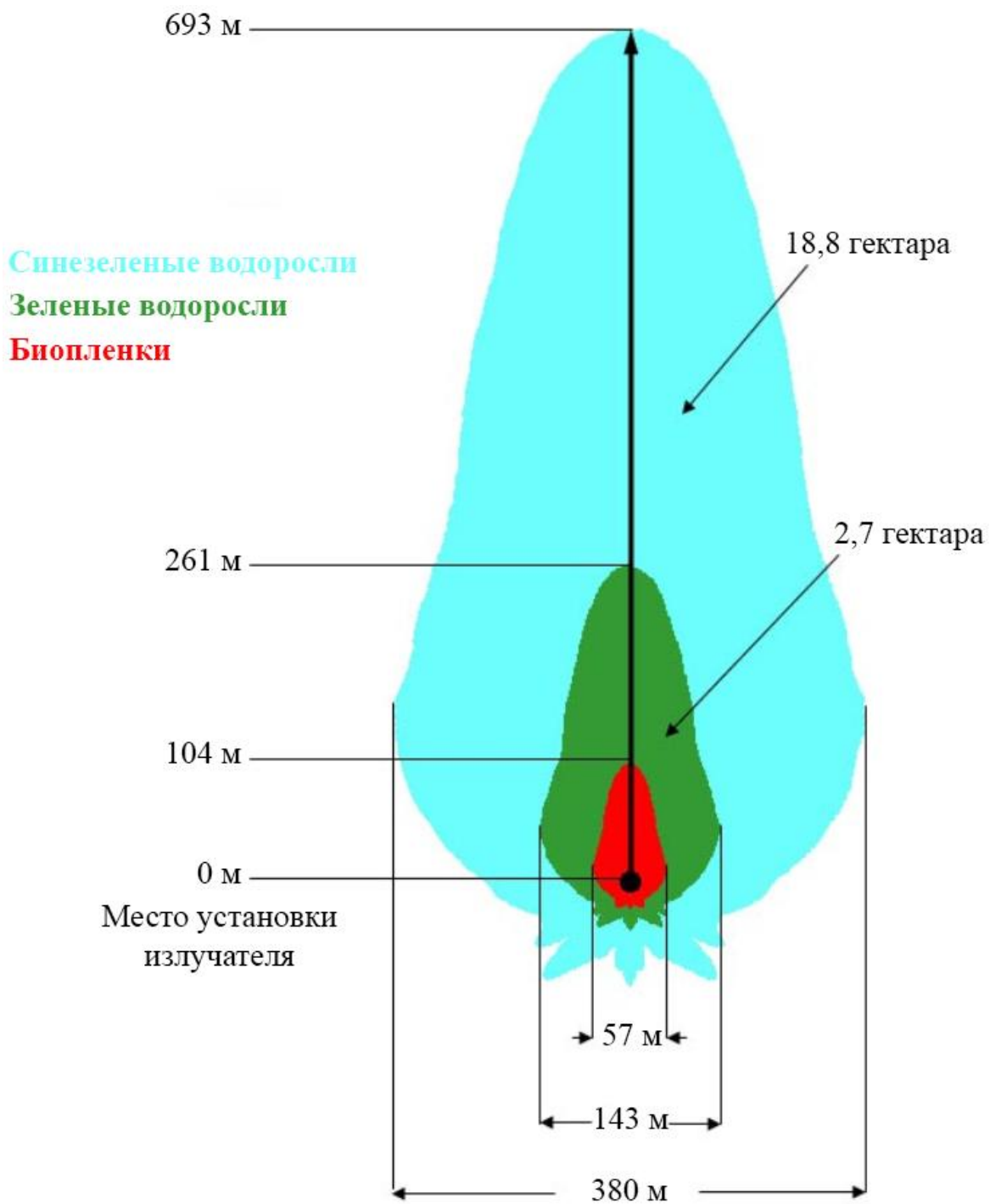


Рис. 2.2.15. Области воздействия ультразвукового излучателя SS600
 (www.sonicsolutionsllc.com)

На рис. 2.2.16 приведена схема расположения приборов SS с указанием зон покрытия акватории озера ультразвуковым излучением в зависимости от морфометрических характеристик водоема.

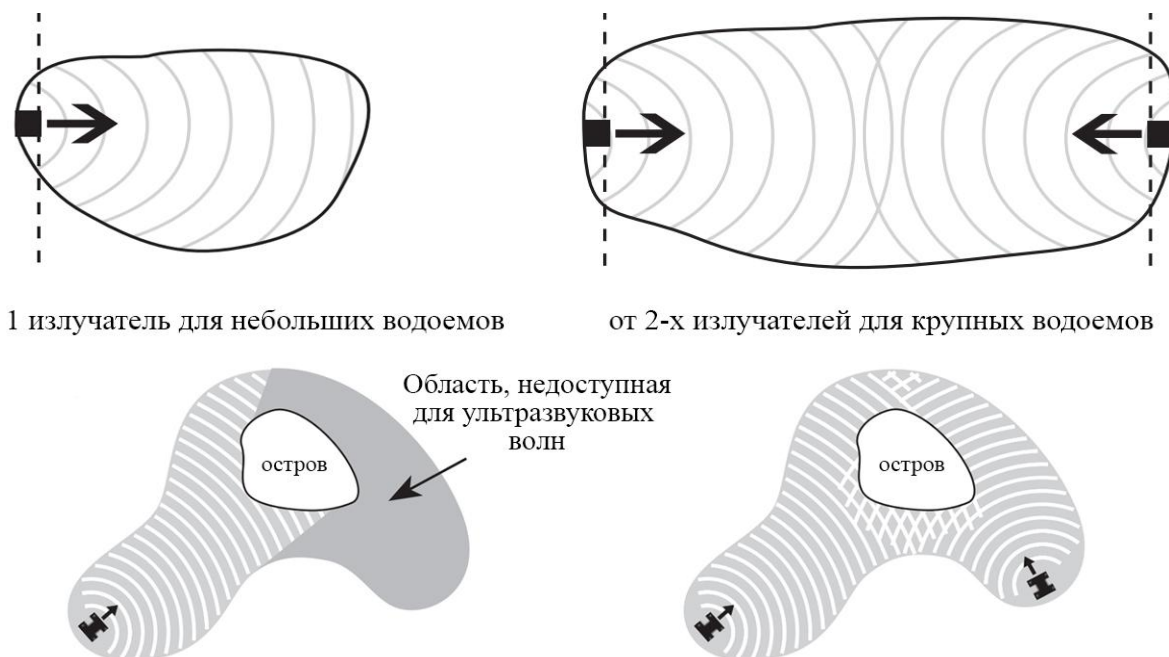


Рис. 2.2.16. Варианты расположения ультразвуковых излучателей в зависимости от морфометрических характеристик водоема и наличия препятствий (www.sonicsolutionsllc.com)

Процедуре размещения ультразвуковых излучателей на водоеме предшествует ряд подготовительных мероприятий:

- Проведение инженерно-геологических работ по обследованию мест установки ультразвуковых излучателей.
- Определение характеристик грунтов для обустройства точек расположения укрытий излучателей в прибрежной зоне озера.
- Составление и согласование проекта по установке ультразвуковых излучателей на водоеме, включая прокладку дополнительных кабелей питания устройств и установку системы сигнализации.
- Непосредственная установка излучателей с защитой, шеф-монтажом и настройкой.

2.2.2. Химические методы

К категории химических методов относится **применение альгицидов и гербицидов** для борьбы с нежелательным «цветением» и массовым развитием высшей водной растительности. В литературе отмечается использование для

этих целей таких веществ, как: сульфат меди, хелаты меди, эндотал, дикват, флуридон, 2,4-Д, глифосат, триклопир.

Использование химических веществ для контроля водной растительности имеет довольно продолжительную историю, так сульфат меди стали активно использовать для этой цели уже с начала XX века. Для водорослей токсичными в первую очередь являются ионы Cu^{2+} , хотя могут быть токсичными и другие формы, например медь-гидроксильные комплексы. Медь вызывает подавление процессов фотосинтеза, потребления фосфора и фиксации азота. Сине-зеленые водоросли являются особенно чувствительной группой, подавление их активности наблюдается при достаточно низкой концентрации меди в 5–10 мкг/л.

На доступность ионов меди влияют различные факторы: осаждение (в форме малахита, оксида, сульфида), адсорбция на взвешенных частицах, образование неорганических комплексов, а также комплексов с гуминовыми и фульвокислотами и т.п. Вследствие этого необходимая доза CuSO_4 может отличаться в зависимости от особенностей водоема. Кроме того, важным фактором является рН и буферная емкость воды. В водах с высокой щелочностью и рН требуется внесение более высоких доз сульфата меди. Также отмечается, что медь менее токсична в жесткой воде, так как выпадает в осадок в виде дигидроксикарбоната (Cooke, 2005).

В таблице 2.2.2 приведены особенности применения некоторых химических веществ для борьбы с нежелательным «цветением» и массовым развитием высшей водной растительности.

Таблица 2.2.2

Особенности применения альгицидов и гербицидов для контроля нежелательных растений (Lembi, 2003)

Группа растений	Вещество ¹	Дозировка ²	Ограничения ³
Водоросли (одноклеточные, нитчатые, харовые)	Сульфат меди (25% Cu)	~1 г/м ³	Не применяется при разведении лососевых рыб
	Хелаты меди (Cutrine Plus, Algae Pro, Captain, K-Tea)	Варьирует в зависимости от химической формулы	Не применяется при разведении лососевых рыб
	Эндотал (Hydrothal 191 жидк., гран.)	0,2–3,4 мл/м ³ 0,8–4,9 г/м ³	Р = 3 дня; О, П, Ж = 7–25 дней

Группа растений	Вещество ¹	Дозировка ²	Ограничения ³
Погруженные растения (рдест, наяда, элодея)	Эндотал (Aquathol K жидк., Aquathol Super K гран.)	1,8–4,0 мл/м ³ 9,9–19,9 г/м ³	P = 3 дня; O, П, Ж = 7–25 дней
	Дикват (Reward)	0,9–1,9 мл/м ²	O = 1–5 дней; П = 1–3 дней; Ж = 1 день
	Флуридон (Sonar, Avast)	Варьирует в зависимости от химической формулы	O = 7–30 дней; Не применяется ближе 400 м от питьевого водозабора
Погруженные растения (уруть колосистая, роголистник)	2,4-Д (Navigate)	11,2–22,4 г/м ²	Не применяется для вод, используемых для O, П
	Флуридон (Sonar, Avast)	То же	То же
Погруженные растения (уруть колосистая)	Триклопир (Renovate 3)	2,2–7,1 мл/м ³	Особое внимание необходимо обратить на требования к минимальному расстоянию до водозаборов
Плавающие незакрепленные растения (ряска, вольфия)	Дикват (Reward) совместно с ПАВ	0,94 мл/м ² ;	То же
	Флуридон (Sonar AS, Avast)	0,2–0,4 мл/м ²	То же
Плавающие укореняющиеся растения (кувшинка, кубышка)	Глифосат (Rodeo, Aqua Neat, Eagle) совместно с ПАВ	Индивидуальный подбор	Не применяется ближе 800 м от питьевого водозабора
	Триклопир (Renovate 3) совместно с ПАВ	0,5–1,9 мл/м ²	То же

Группа растений	Вещество ¹	Дозировка ²	Ограничения ³
Полупогруженные растения (большинство растений, включая рогоз, дербенник, ивы, злаки)	Глифосат (Rodeo, Aqua Neat, Eagle) совместно с ПАВ	Индивидуальный подбор	То же
Полупогруженные растения (дербенник иволистный, людвигия пеплоидная)	Триклопир (Renovate 3) совместно с ПАВ	1,4–1,9 мл/м ²	Необходимо минимизировать распыление над открытой водой

Примечания:

¹В скобках приведено коммерческое название.

²Дозировка на единицу площади акватории или объем воды; для каждого отдельного вида растений может быть индивидуальной; форма внесения: жидк. – жидкость, гран. – гранулированный.

³Ограничения по применению для различных типов водопользования: Р – рыболовство; О – орошение; Ж – вода для поения скота; П – питьевая вода для людей. В случае указания диапазона временного ограничения водопользования (например, 7–25 дней) время зависит от дозы. Дозировки и ограничения могут варьировать в зависимости от особенностей государственных и региональных нормативов и требований к применению пестицидов, а также от химической формы (чистоты) того или иного пестицида.

2.2.3. Биологические методы

К биологическим методам снижения последствия эвтрофирования можно отнести **применение ячменной соломы (*Hordeum vulgare*)** в качестве ингибитора развития водорослей фитопланктона. Апробация в разных странах продемонстрировала эффективность метода для борьбы с «цветением» воды без каких-либо нежелательных последствий. Наиболее широкое применение данный метод нашел в Великобритании и США, где с его помощью удалось улучшить качество воды в прудах, озерах и водохранилищах.

Теоретической основой метода является то, что при разложении соломы в воду выделяются вещества, ингибирующие развитие водорослей – различные окисленные фенольные соединения (продукты разложения лигнина) и

некоторые другие (табл. 2.2.3). Необходимым условием применения метода является свободный доступ кислорода, который необходим для бактериальной деструкции растительного материала (Русанов, Станиславская, 2007).

Ячменную солому предпочтительнее вносить в теплое время года, непосредственно перед началом массового развития водорослей, в количестве 25–400 г/м³ или 25–50 г/м² (Butler et al., 2005). Близкие значения дозы внесения соломы при расчете на объем водоема и на единицу его акватории объясняются тем, что в интенсивно «цветущем» водоеме глубина фотической зоны не велика и составляет в среднем 1–2 метра.

Таблица 2.2.3

Некоторые химические вещества, образующиеся при разложении ячменной соломы (Everall, Lees, 1997)

Наименование вещества
1-метилнафталин
2-(1,1)-диметилэтилфенол
(1,1-диметилэтил)-4-метоксифенол
2,6-диметокси-4-(2-пропенил)-фенол
2,3-дигидробензофуран
5,6,7,7а-тетрагидро-4,4,7а-триметил-2(4н) бензофуранон
1,1,4,4-тетраметил-2,6- бис(метилен) циклогексан
уксусная кислота
2-метилмасляная кислота
3-метилмасляная кислота
капроновая кислота
гептановая кислота
октановая кислота
нонановая кислота
декановая кислота
додекановая кислота
тетрадекановая кислота
пальмитиновая кислота
другие вещества

К биологическим методам борьбы с нежелательными водными растениями относится и использование растительноядных животных. Это

животные различной таксономической принадлежности: моллюски, ракообразные, насекомые, рыбы, птицы, земноводные и пресмыкающиеся. Наиболее широкое распространение получил метод с применением белого амура (*Stenopharyngodon idella*). В основном используются специально разводимые триплоидные особи, не способные оставить потомство.

2.3. Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов

Закисление водоемов может быть вызвано как природными, так и антропогенными причинами. Как и в случае с антропогенной эвтрофикацией, антропогенное закисление поверхностных вод протекает довольно стремительно (годы и десятилетия) и, как правило, носит более жесткий характер, по сравнению с большинством природных причин.

Среди природных процессов можно выделить следующие (Комов, 2007):

1. Заболачивание водосбора, сопровождающееся увеличением поступления в водоемы органических кислот, которые в этом случае доминируют над минеральными. Особенно значимы эти процессы для России, где до 16 % территории представляют собой болота и заболоченные леса. Для некоторых областей этот показатель еще выше. Вместе с тем воздействие болотных вод носит умеренный характер, определяемый изменением рН воды рек и озер до уровней не ниже 5,0–5,5.

2. Занос морских солей и ионообменные процессы в почвах и геологических породах на водосборе, сопровождающиеся образованием повышенных концентраций ионов водорода и хлора (характерно для регионов, близко расположенных к морскому побережью). Закисление такого типа территориально ограничено и не известно для приморских районов России.

3. Вулканическая активность регионального характера может приводить к сильной (до рН=1) ацидификации даже высоко минерализованных водоемов. Однако закисление поверхностных вод в зонах вулканической деятельности существенно менее масштабно по сравнению с другими путями природной ацидификации.

Антропогенное закисление водоемов включает (Комов, 2007):

1. Наиболее значимой причиной антропогенной ацидификации водных объектов в настоящее время является атмосферное выпадение кислотообразующих соединений серы и азота. Закисление поверхностных вод считается возможным при уровне выпадения сульфатов, превышающем 1,5 г/м² в год. Превышение этого уровня характерно для большей части европейской территории России. В воде подверженных такому влиянию рек и озер сульфаты

могут доминировать над другими анионами, повышается содержание растворенных форм тяжелых металлов.

2. Вымывание соединений серы из пород и отвалов горных выработок (в основном пиритов) приводит к накоплению сульфатов в поверхностном стоке и в воде озер в количествах, превышающих атмосферное поступление. Количество сульфатов столь велико, что уровень рН воды снижается даже в высокоминерализованных водоемах, однако закисление такого рода носит локальный характер.

3. Нерациональное землепользование (интенсивные вырубki, уничтожение растительного покрова и т.п.) стимулирует закисление почв и поверхностных вод. Высокое содержание нитратов служит показателем нарушения экосистем на водосборе. Мелиоративные работы на торфяниках понижают уровень болотных вод, в результате чего создаются аэробные условия, благоприятные для окисления серы, находящейся в связанном состоянии в растительных остатках. Сульфаты, образовавшиеся в результате окисления, растворяются атмосферной влагой и в больших количествах поступают в открытые водоемы. В районах интенсивного животноводства с атмосферными осадками выпадает большое количество соединений аммония (одна корова в год выделяет около 700 кг аммиака). Соединения аммония, попадающие в водоем таким путем, характеризуются как физиологически кислые. Закисление такого происхождения ограничено по времени.

Степень закисления зависит от двух факторов: чувствительности водоемов региона к кислотному воздействию и количества кислотного реагента природного или антропогенного происхождения. Диапазон изменений уровня рН или чувствительность водоема к закислению зависит от буферной емкости воды. Как правило, карбонатно-бикарбонатная буферная система является основной. Эффективность бикарбонатной системы зависит от содержания бикарбонатов, концентрация которых, в свою очередь, определяется количеством растворенных солей щелочных и щелочноземельных металлов. Наиболее сильные изменения уровней рН наблюдаются в слабо минерализованных водоемах, где атмосферные осадки на водосборах не претерпевают существенных изменений. Это водоемы, расположенные на скальных породах, верховых болотах, сильно выветренных геологических структурах осадочного происхождения и т.п. (Комов, 2007).

Влияние закисленных осадков на водную экосистему начинается с водосборного бассейна. В почвах увеличивается подвижность ионов металлов: алюминия, меди, кадмия, свинца. При этом может быть уменьшен транспорт

фосфора в связи с осаждением его алюминием в системе «почва-вода». Поэтому общие изменения, вызванные закислением, не могут быть отрегулированы только величиной рН озерной воды, необходимо осуществление ряда мероприятий на водосборе, в том числе и контроль за поступлением биогенных элементов. Для каждого подлежащего восстановлению водного объекта должны быть изучены источники поступления закисляющих веществ, и только после этого намечены меры против закисления водоема. Кроме того, не все факторы закисления озер, в частности природные, подлежат регулированию.

Из всех мер наиболее радикальной является **уменьшение выбросов в атмосферу** кислотообразующих соединений. Например, отдельные европейские страны имеют обязательства по сокращению выбросов на 70–80% (относительно 1980 г.), в частности снижение Швецией после 1970 г. загрязнения атмосферы на 50% привело к изменению рН воды на 0,3–0,4 ед. (Прыткова, 2002). Конечно же, необходимы и межгосударственные соглашения, снижающие трансграничный перенос веществ. Снизить негативный эффект от горнодобывающей промышленности может минимизация размещения серосодержащих отработанных пород, таких как пирит, марказит и т.д. на открытом воздухе, сбор и отвод на станции нейтрализации дренажных вод.

Нейтрализация почв водосбора и гидрографической сети (известкование) является необходимым условием снижения высокой кислотности воды при коротком времени водообмена (менее 1 года), а также при значительной площади лесных почв на водосборе. Для процедуры используются природные известковые породы: твердые – известняк, доломит, мел (перед внесением их размалывают или обжигают); мягкие – известковый туф, озерная известь (гажа), мергель, природная доломитовая мука (не требуют размолы, более эффективны и быстрее действуют, чем, например, молотый известняк); продукты переработки природных пород – жженая известь (негашеная комовая и молотая, гашеная, или пушонка); отходы промышленности, содержащие известь: сланцевая и торфяная зола, цементная пыль, белитовая мука (отход алюминиевого производства), отходы целлюлозно-бумажных комбинатов, доменный шлак и др.

Ориентировочно можно считать, что внесение 50 г/м² карбоната кальция изменяет рН супесчаной почвы на 0,2 ед. Действие извести на почву длится примерно 8–12 лет. Нормы внесения CaCO₃ в почву зависят от ее кислотности.

Рекомендуемые в нашей стране дозы внесения извести в зависимости от рН почвы представлены в табл. 2.3.1.

Таблица 2.3.1

**Рекомендуемые дозы известкования почв в зависимости от их рН
(Прыткова, 2002)**

рН почвы	Количество, т/га
4,6-5,0	2,0-3,0
4,1-4,5	2,5-4,0
3,5-4,0	4,0-6,0

Одновременно проводится известкование гидрографической сети из расчета 10–30 г/м³ мелко размолотым известняком (менее 0,2 мм), предварительно смешанным с водой до консистенции жидкой глины (Прыткова, 2002).

Альтернативным способом является стимулирование в почвах водосбора микробиологических процессов, повышающих рН среды: сульфатредукции и денитрификации. Добиться этого можно внесением азотных и органических удобрений (Hupfer, Hilt, 2008).

Химическая нейтрализация водоемов, путем прямого внесения известковых материалов, преследует несколько целей: нейтрализация водных масс для поддержания и восстановления естественной флоры и фауны; повышение уровня рН выше 6 ед. для обеспечения отдельных видов водопользования (водоснабжение, рекреация, рыбная ловля). Для этих целей могут быть использованы: карбонат кальция (CaCO_3), доломит ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), кальцинированная сода (Na_2CO_3), оливин (Mg_2SiO_4), гашеная известь ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Отмечается, что на эффективность известкования влияют время водообмена (не должно превышать 2-х лет), морфометрические параметры водоема, поступление закисленных вод с водосбора и т.д. В отдельных странах (Швеция, Норвегия и др.) осуществлены правительственные программы известкования закисленных озер. В результате этих работ разработаны нормы внесения известняка в зависимости от продолжительности водообмена и рН озерной воды (рис. 2.3.1). Полученную зависимость можно использовать для ориентировочной оценки необходимой дозы извести.

Увеличение продолжительности водообмена с 0,5 до 3 лет или рН воды от 4,0 до 6,0 ведет к уменьшению дозы извести почти в три раза. Приведенные на рисунке дозы CaCO_3 в основном соответствуют щелочности воды, равной нулю, при рН=5,6–6,0 – менее 0,05 мг/л. Крупность известняка – менее 2 мм.

Наибольший эффект достигается при одновременной обработке карбонатом кальция водной массы озера и донных отложений, однако доза вносимого CaCO_3 при этом увеличивается в 1,5 раза по сравнению с обработкой только водной массы. Вместе с увеличением дозы извести растет и продолжительность периода положительной кислотно-нейтрализующей способности воды (Прыткова, 2002).

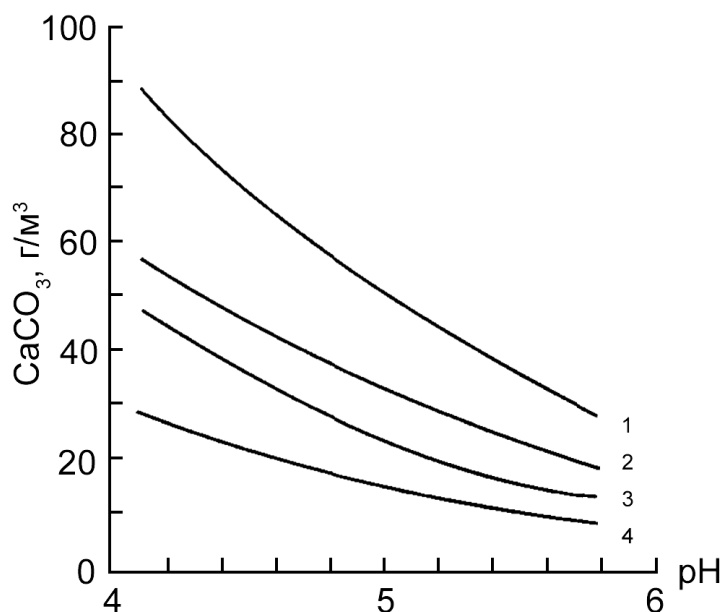


Рис.2.3.1. Связь между рекомендованной для внесения в озеро дозой CaCO_3 , временем водообмена (в годах) и pH озерной воды. Время водообмена: 1 – менее 0,5; 2 – 0,5–0,9; 3 – 1–3; 4 – более 3 лет (Nyberg, Thørneløf, 1988)

Биологическая нейтрализация сильнозакисленных водоемов обеспечивается стимулированием биологических процессов, повышающих щелочность среды: денитрификации и сульфатредукции (Klapper, 2003; Hupfer, Hilt, 2008; Ugochukwu, Nukpezah, 2008). Предпосылкой для такого подхода является факт, что в бескислородных условиях в качестве акцепторов электронов могут использоваться NO_3^- , SO_4^{2-} , что ведет к снижению концентрации кислотных анионов и образованию щелочных катионов (NH_4^+ , Fe^{2+}). Важной составляющей является обязательное соблюдение анаэробных условий. Для того чтобы этот процесс протекал активно, в большом количестве требуется органический субстрат, выступающий в роли донора электронов. Поэтому при осуществлении процедуры биологической нейтрализации, в водоем вносят биодоступное органическое вещество (так называемая сапробизация), например: этанол, метанол, глюкозу, солому, картофельные

очистки, навоз. Как вариант, органическое вещество может быть получено непосредственно в водоеме, в результате так называемой контролируемой эвтрофикации, за счет внесения фосфорсодержащих удобрений. Необходимо отметить, что подходы биологической нейтрализации находятся на стадии апробации и пока не нашли широкого применения на практике.

Таким образом, в настоящее время накоплен значительный опыт в разработке и использовании методов восстановления водоемов, рациональное применение которых позволит уменьшить последствия антропогенного воздействия, а в некоторых случаях даже спасти умирающие водные экосистемы.

Контрольные вопросы

1. Перечислите основные группы фосфора в водоемах, способы их обнаружения. Наиболее важная группа фосфора, с точки зрения применения восстановительных процедур.

2. Восстановительные мероприятия, направленные на непосредственное снижение эмиссии фосфора в водоем. Защита от точечных и рассеянных источников воздействия.

3. Мероприятия, направленные на повышение удерживающей способности водосбора и очистку впадающих притоков перед их попаданием в водоем.

4. Снижение реакционной способности фосфора в водоеме. Принципы метода, варианты осуществления, применяемые реагенты (соли алюминия, железа, кальция), определение дозы внесения.

5. Особенности использования солей алюминия для процедур восстановления. Преимущества, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия. Определение времени внесения реагентных добавок, причины выбора, последствия несвоевременного внесения.

6. Применение солей железа для процедур инактивации фосфора. Преимущества метода, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия для водных экосистем.

7. Реагентная очистка водоема при помощи солей кальция. Инактивация фосфора с использованием инновационных разработок (бентонитовая глина и модифицированные препараты на ее основе). Преимущества метода.

8. Восстановление благоприятных физико-химических условий в водоеме: аэрация и оксигенация. Решаемые задачи. Применяемые инженерные устройства. Разрушение и сохранение температурной стратификации: плюсы и минусы.

9. Окисление донных отложений и придонных слоев воды. Решаемые задачи. Применяемые химические препараты. Внесение нитратов, схема стимуляции микробной деятельности. Изоляция донных отложений.

10. Восстановительные мероприятия: изъятие вод гипolimниона, внешнее удаление фосфора. Решаемые задачи, варианты осуществления, возможные неблагоприятные последствия.

11. Причины ускоренного накопления донных отложений в водоемах. Изъятие донных отложений. Суть метода, цели драгирования. Неблагоприятные последствия. Технические средства для их минимизации.

12. Варианты осуществления изъятия донных наносов, применяемые инженерные устройства при сухой и подводной выемке грунта. Подводная выемка донных отложений. Элементы рабочего оборудования плавучих земснарядов. Гидравлические и механические разрыхлители.

13. Использование пневматических насосов для выемки донных отложений, преимущества метода. Обработка изъятых донных отложений. Обезвоживание, целесообразность и варианты осуществления. Размещения изъятых отложений на берегу. Варианты дальнейшего использования и обезвреживания.

14. Использование в качестве восстановительных мероприятий биологических методов. Теория «трофического каскада». Пример естественной трофической сукцессии. Приемы биоманипулирования.

15. Использование биофильтров, применение специализированных микробных сообществ, биоремедиация, альголизация.

16. Процессы естественного самоочищения: физические, физико-химические, химические и биологические процессы. Структурно-функциональные блоки гидробиологического механизма самоочищения водных экосистем: фильтры, насосы, мельницы.

17. Экологические группы водных растений. Основные проблемы, связанные с чрезмерным развитием макрофитов.

18. Методы, применяемые для регулирования роста нежелательных водных растений (физические, химические, биологические).

19. Природные и антропогенные причины закисления водоемов. Проблемы водных экосистем, связанные с ацидификацией.

20. Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов (известкование озер, почв водосбора и гидрографической сети, биологическая нейтрализация).

3. ОБОСНОВАНИЕ ОЗДОРОВИТЕЛЬНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ В ЧЕРТЕ МЕГАПОЛИСА

В качестве примера в данном пособии рассмотрено обоснование оздоровительных мероприятий применительно к природно-технической гидросистеме старицы р. Казанки в черте мегаполиса Казань (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Зона выпуска отсеченной излучины р. Казанки – (И), рассеивающего выпуска очищенных сточных вод ОАО «Органический синтез» – (О),
☉ – Волжский водозабор г. Казани; ☐ – Казанский кремль

Для защиты территории г. Казани от влияния Куйбышевского водохранилища, созданного в 1955–1957 гг., был введен в строй комплекс защитных сооружений, включающий дамбы, плотины, многочисленные насосные станции, а также открытые и закрытые дрена, естественные дрена. Рассматриваемая природно-техническая гидросистема – одна из естественных дрена, находящаяся в историческом центре Казани – это часть русла р. Казанки (отсеченная излучина), отделенная двумя плотинами – Верхней и Нижней. Она

служит естественной дренажной и регулирующей системой, принимавшим на протяжении более 50 лет неочищенные промышленные, бытовые сточные и ливневые воды со значительной территории водосбора, диффузный сток с земельных садово-огородных участков и снежных отвалов города, складываемых на водосборе, с последующей перекачкой воды в Куйбышевском водохранилище в зоне санитарной охраны Волжского водозабора.

При существующей сложной и многофакторной системе течений в Куйбышевском водохранилище близость оголовка водовыпуска из излучины к Волжскому водозабору является фактором, негативно воздействующим на качество воды водоисточника и здоровье населения. По данным Всемирной организации здравоохранения, здоровье населения зависит от качества окружающей среды, в том числе и от качества используемой питьевой воды.

Продолжающаяся деградация водного объекта, превратившегося за несколько десятилетий в зону экологического бедствия и, по существу, в несанкционированную свалку в историческом центре города, требовала анализа геоэкологических аспектов и комплексной оценки современного геоэкологического состояния с использованием современных методов, научно-технических достижений и актуализации путей решения проблемы его оздоровления для обеспечения экологической безопасности.

Для выбора способов восстановления с точки зрения восстановления технических, геоэкологических функций и с учетом потенциальной рекреационной значимости рассматриваемой природно-технической гидросистемы, прежде всего, дадим оценку ее геоэкологического состояния.

3.1. Оценка геоэкологического состояния гидросистемы

3.1.1. Принципы районирования гидросистемы

С учетом особенностей геоморфологического строения русла, гидродинамических факторов, интенсивности продукционных процессов, типа и интенсивности внешнего воздействия и особенностей седиментации взвешенного вещества исследуемый водный объект условно разделен на 4 участка (рис. 3.1.1): I – от Верхней плотины до станции 4 (юго-восточная часть излучины); II – между станциями 4 и 5; III – от железнодорожного полотна до станции 7; IV – от станции 7 до Нижней плотины (станция 8).



Рис. 3.1.1. Карта-схема отбора проб на участках I–IV отсеченной излуины р. Казанки. I – Участок излуины; 5 – Станция мониторинга

В ходе обработки полученных результатов была выявлена неоднородность пространственного распределения большинства загрязняющих веществ в компонентах геосистемы: воде, донных наносах. В пределах участка I формирование качества воды и состава донных отложений вплоть до последних лет определялось преимущественно влиянием промышленных и бытовых сточных вод, поступавших от расположенных вдоль берегов 16 предприятий, в пределах участков II–IV – поверхностным стоком.

3.1.2. Водный, гидрохимический режим и степень загрязнения

Формирование водного и гидрохимического режима природно-технической гидросистемы обусловлено замедлением водообмена после сооружения плотин, тоннеля под железной дорогой и ряда построек.

Для характеристики исследуемого объекта составлен водный баланс излуины р. Казанки по отдельным элементам. Большая часть приходной статьи водного баланса представлена поверхностным притоком и поступлением

из сети ливневой канализации в истоке излучины (64,1 %), а расходной статьи – сбросом воды в Куйбышевское водохранилище (99,4 %).

С использованием метода акустического зондирования определены морфометрические параметры водного объекта (табл. 3.1.1).

Таблица 3.1.1

Морфометрические параметры излучины

№ участка	h (max) ^a , м	h (ср.) ^a , м	A ^b , м ²	V ^b , м ³
I	2,7/3,0	0,5/0,8	77 248	38 720/59 553
II	1,0/1,3	0,4/0,7	40 989	16 913/28 318
III	0,6/1,2	0,2/0,7	9 079	2 228/6 304
IV	2,0/2,7	0,5/1,1	9 616	4 328/10 919
Излучина в целом	2,7/3,0	0,5/0,8	136 932	62 189/105 094

Примечание. ^a – глубина (h) и ^b – объем (V) воды в межень (числитель) и в половодье (знаменатель); ^b – площадь (A) водной поверхности.

Для оценки качества воды исследуемого водоема проанализированы средние многолетние значения его гидрохимического состава за период 2006–2010 гг. (табл. 3.1.2).

Чрезвычайно высокое содержание органических веществ, выявляемое по обобщенным показателям ХПК и БПК₅, является причиной неблагоприятного кислородного режима вод излучины. В ряде случаев в пределах участка I кислород в воде отсутствовал полностью. Эти результаты согласуются с пониженными значениями окислительно-восстановительного потенциала (Eh=–140...–220 mV), характеризующими условия в водоеме как «восстановительные» и «квзавосстановительные». Выявленные условия предопределяют подавление процессов нитрификации. Гидрохимические исследования выявляют высокое загрязнение воды сульфатами, соединениями железа и нефтепродуктами.

Таблица 3.1.2

Средние многолетние значения показателей качества воды отсеченной излучины р. Казанки (n=429)

Показатель или ингредиент	Участок I	Участок II	Участок III	Участок IV	ПДК
ХПК, мгО ₂ /дм ³	153,8±41,0	77,0±18,5	49,7±12,1	60,9±7,3	30
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	38,9±32,1	19,7±13,0	18,4±2,4	14,7±7,1	4
О ₂ , мг/дм ³	1,5±1,4	0,8±0,7	2,6±1,2	3,3±0,3	4

Показатель или ингредиент	Участок I	Участок II	Участок III	Участок IV	ПДК
NH_4^+ , мг/дм ³	3,7±1,3	3,1±1,1	3,4±0,7	3,7±1,4	0,5
NO_2^- , мг/дм ³	0,3±0,08	0,1±0,07	0,1±0,08	0,1±0,05	0,08
NO_3^- , мг/дм ³	13,4±8,2	8,6±7,7	20,7±4,8	29,6±9,1	40,0
PO_4^{3-} , мг/дм ³	2,1±1,6	0,9±0,3	1,8±1,2	2,4±2,2	0,2
Cl^- , мг/дм ³	168±97,5	75,1±20,7	69,4±18,6	121±57,3	300
SO_4^{2-} , мг/дм ³	257±13,5	200±22,2	253±38	265±49,0	100
$\text{Fe}_{\text{общ.}}$, мг/дм ³	2,8±1,9	2,1±1,1	5,1±0,4	5,7±0,3	0,1
Нефтепродукты, мг/дм ³	0,3±0,1	0,7±0,3	1,2±0,3	1,7±0,4	0,05
КВЧ, мг/дм ³	22,0±4,4	62,0±6,2	16±3,2	18,0±3,6	–
pH, ед.	7,5±0,2	7,8±0,5	7,2±0,2	7,3±0,2	6,5–8,5

По результатам химического анализа воды (n = 429) дана комплексная оценка степени ее загрязненности в соответствии с РД 52.24.643-2002. Расчет коэффициента комплексности (63,7–66,5 %) загрязненности воды излучины на всех станциях на протяжении периода наблюдений выявил стабильно высокий уровень загрязнения воды излучины во времени и превышение установленных нормативов для большинства изученных показателей. По значениям индекса УКИЗВ (табл.3.1.3) воды излучины отнесены к 5 классу качества воды – «экстремально грязные».

Таблица 3.1.3

Классификация качества воды излучины за период 2006–2010 гг. по значению удельного комбинаторного индекса загрязненности

№ участка	К ^{а)}	КИЗВ ^{б)}	УКИЗВ ^{б)}	КПЗ ^{г)}	Класс качества
I	72,9%	101,8	9,3	8	5 – экстремально грязная
II	69,5%	93,4	8,5	6	5 – экстремально грязная
III	71,7%	92,5	8,4	6	5 – экстремально грязная
IV	75,4%	98,5	9,0	4	5 – экстремально грязная
Излучина в целом	73,4%	93,4-101,8	8,4-9,3	4-8	5 – экстремально грязная

Примечание. ^{а)} – коэффициент комплексности загрязненности;

^{б)} – комбинаторный индекс загрязненности воды; ^{в)} – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды; ^{г)} – критический показателей загрязненности.

Таким образом, результатами геоэкологического мониторинга показано, что качество воды излучины р. Казанки не отвечает требованиям, предъявляемым к водоемам различных типов водопользования.

3.1.3. Геоэкологическая характеристика донных наносов

Классификация. Анализ стратиграфических слоев колонок донных наносов излучины позволил провести их классификацию по В.П. Курдину (1959) с дополнениями по Б.И. Новикову (1985): донные отложения, различающиеся содержанием органического вещества (ППП= 1,0–43,2 %, табл. 3.1.4), представлены песками, песками заиленными (участки III, IV), илами песчанистыми, глинистыми и торфянистыми (участки I, II), сформированными в зависимости от особенностей седиментации взвешенного вещества, гидрологических, продукционных характеристик.

Таблица 3.1.4

Классификация донных отложений излучины по содержанию органического вещества (по В.П. Курдину, 1959 с дополнениями по Б.И. Новикову, 1985)

№ участка	Потери при прокаливании (ППП), %			Тип донных отложений
	минимальное	максимальное	среднее	
I	13,1	37,1	22,5±5,2	Ил глинистый
II	34,6	43,2	39,2±1,9	Ил глинистый
III	1,2	8,3	3,1±1,8	Песок заиленный
IV	1,0	2,4	1,9±0,3	Песок
Излучина в целом	1,0	43,2	16,7±4,2	Ил песчанистый

Мощность донных наносов над русловыми песчаными отложениями, сформированных в течение длительного периода времени функционирования естественной дрены, изменяется на исследованных участках I–IV от 0,5 до 1,8 м и в среднем составляет 1,1 м (рис. 3.1.2, табл. 3.1.5), как показано промерами толщины донных наносов от поверхности дна до руслового аллювия на 14 створах, заложенных через 250 м.

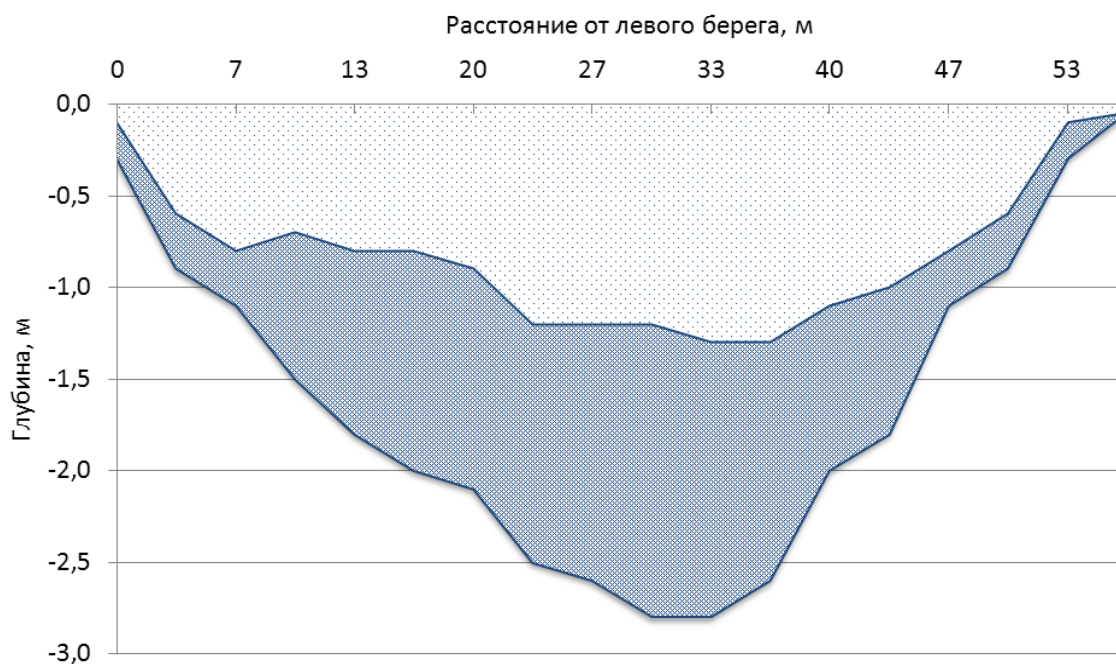


Рис. 3.1.2. Профиль донных отложений (станция 2 на участке I)

Создана карта изменчивости мощности донных наносов излучины р. Казанки. Полученные характеристики мощности донных отложений позволили оценить скорость осадконакопления на исследуемых участках, которая составляет в среднем 2,1 см/год и превышает характерную для озерных систем РТ в 4,2 раза (табл. 3.1.5).

Таблица 3.1.5

Характеристика мощности донных отложений излучины

№ участка (число промеров)	Мощность донных отложений (h средняя), м	Объем донных отложений (V), м ³	Скорость осадко- накопления, см/год
I (n=143)	1,2±0,1	106 747	2,3
II(n=60)	0,5±0,1	20 085	0,9
III(n=30)	0,6±0,1	5 296	1,1
IV(n=34)	1,8±0,1	16 939	3,3
Излучина в целом(n=267)	1,1±0,1	149 067	2,1

По данным акустического зондирования и измерений толщи слоя наносов цилиндрическим буром до руслового аллювия, оценен объем донных отложений, составляющий на 2011 г. 149 067 м³.

Степень загрязнения. Тяжелые металлы. Результаты химико-аналитических исследований стратиграфических слоев колонок донных наносов выявляют концентрацию в них широкой группы тяжелых металлов (Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr), уровень содержания которых ($C_{до}$) многократно превышает фоновое содержание ($C_{ф}$) в озерных системах РТ (рис. 3.1.3, табл. 3.1.6).

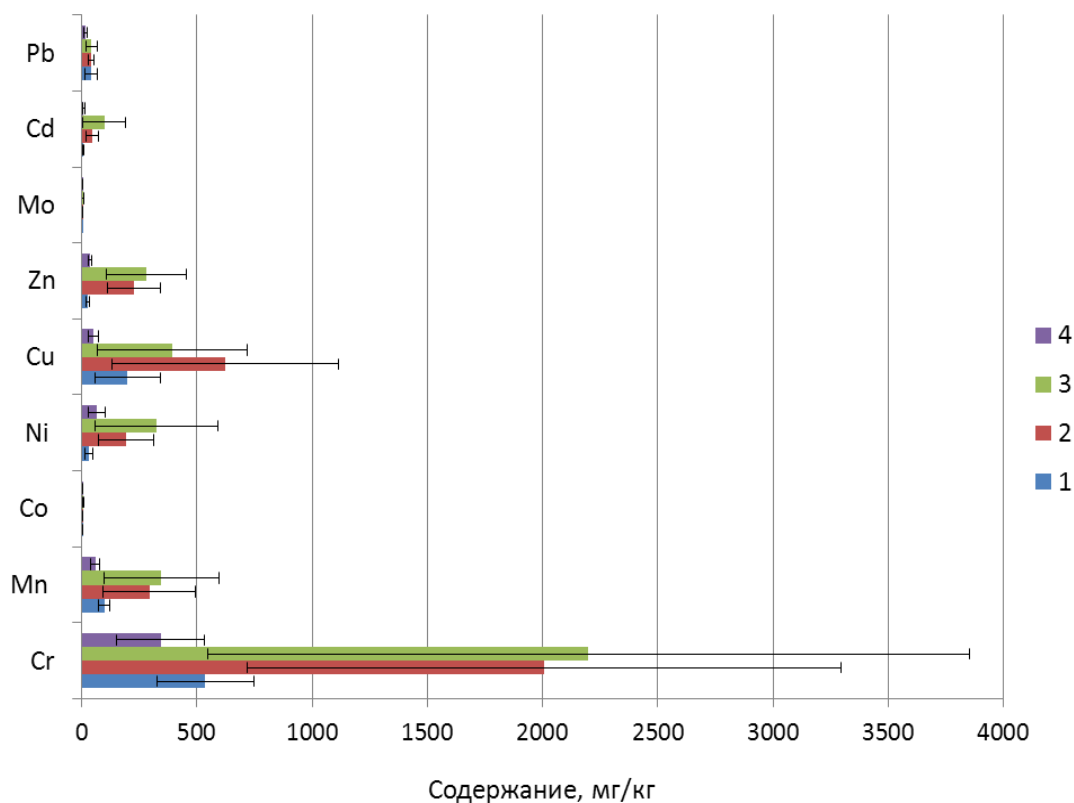


Рис. 3.1.3. Изменение содержания тяжелых металлов в колонках донных отложений по горизонтам (от 4 – самого верхнего, до 1 – самого нижнего слоя) природно-технической гидросистемы

Зоны максимального концентрирования тяжелых металлов формируются ниже источников загрязнения в результате различной геохимической подвижности элементов и действия гидродинамических факторов. Коэффициенты концентрации ($K_c = C_{до} \cdot C_{ф}$) металлов в донных отложениях участков I–IV излучины р. Казанки приведены в таблице 3.1.7. Суммарный показатель ($Z_c = 102,4$) характеризует уровень загрязнения донных отложений гидросистемы как «опасный». Степень загрязнения донных отложений по интегральному показателю ($C_d = 33,9\text{--}314,7$), по Хокансону, оценена как «высокая» (табл. 3.1.8). Полученные результаты позволили отнести донные отложения к 4-му классу опасности. С учетом найденного объема накопленных в излучине донных наносов $149\,067\text{ м}^3$ рассчитана масса концентрированных в них тяжелых металлов, составляющая в сумме 230 т.

Для исследованных донных отложений характерно стабильное превышение не только фоновых содержаний ($C_{ф}$) тяжелых металлов, но и их предельно допустимых уровней ($ПДУ_{до}$), определенных для водоемов с замедленным стоком, что позволяет отнести исследуемый объект к «зоне техногенного загрязнения» или «техногенной геохимической аномалии», определяемой как часть ландшафта, в пределах которой $ПДУ_{до} < C_{до} > C_{ф}$.

Таблица 3.1.6

Среднее содержание металлов по участкам излучины р. Казанки

Участок	Содержание металлов, мг/кг								
	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Pb
I	1379,5 ±462,7	162,1 ±44,7	3,7 ±0,7	206,9 ±106,3	160,4 ±67,2	151,7 ±76,5	2,0 ±0,7	35,0 ±23,7	30,2 ±6,0
II	3553,3 ±1576,5	554,0 ±247,9	6,8 ±3,2	384,9 ±249,8	1043,5 ±429,9	336,6 ±183,2	7,5 ±3,8	119,7 ±85,3	53,6 ±22,0
III	119,3 ±92,3	41,7 ±18,8	2,1 ±0,2	6,8 ±1,2	23,7 ±3,6	27,7 ±10,6	0,2 ±0,1	1,6 ±0,8	47,0 ±27,0
IV	29,0 ±9,3	37,2 ±6,7	2,9 ±0,4	10,1 ±1,8	34,8 ±6,7	50,3 ±22,4	0,1 ±0,0	1,3 ±0,4	9,2 ±1,4
Излучина в целом	1270,3 ±519,8	198,7 ±78,5	3,9 ±0,9	152,2 ±73,0	315,6 ±146,4	141,6 ±54,7	2,5 ±1,2	39,4 ±23,4	35,0 ±9,1

Для промышленно-урбанизированных территорий характерны качественно сходные и отличные от природных геохимические ассоциации элементов, накапливающихся в водоемах. Выявлены тесные ($R = 0,53-0,97$) геохимические парные ассоциации тяжелых металлов, а также характерная для техногенных илов исследуемой гидросистемы ассоциация тяжелых металлов, описываемая формулой: $Pb_{1,6}-Zn_{2,4}-Ni_{4,5}-Cu_{18,1}-Cd_{31,3}-Cr_{49,4}(n=48)$, где цифровые индексы при символах атомов элементов представляют значения их K_c .

Таблица 3.1.7

Коэффициенты концентрации (K_c) металлов в донных отложениях участков I–IV излучины р. Казанки в верхнем (10 см, числитель) и нижнем (10 см, знаменатель) слоях колонки

Металл	Участок I	Участок II	Участок III	Участок IV
Cr	<u>22,1</u>	<u>29,6</u>	<u>4,6</u>	<u>4,7</u>
	27,9	39,0	86,1	5,5
Mn	<u>0,2</u>	<u>0,3</u>	<u>0,2</u>	<u>0,4</u>
	0,2	0,4	1,3	0,6

Металл	Участок I	Участок II	Участок III	Участок IV
Co	<u>0,2</u>	<u>0,3</u>	<u>0,4</u>	<u>0,4</u>
	0,2	0,1	0,5	0,8
Ni	<u>2,3</u>	<u>4,7</u>	<u>1,1</u>	<u>1,0</u>
	2,3	0,7	0,8	1,5
Cu	<u>3,4</u>	<u>6,1</u>	<u>5,9</u>	<u>6,5</u>
	5,8	36,0	10,5	14,7
Zn	<u>0,6</u>	<u>0,9</u>	<u>2,3</u>	<u>3,1</u>
	0,6	0,5	3,3	0,4
Cd	<u>4,8</u>	<u>21,9</u>	<u>3,0</u>	<u>2,8</u>
	10,6	1,4	<u>15,8</u>	4,7
Pb	<u>0,9</u>	<u>1,5</u>	<u>0,5</u>	<u>0,6</u>
	1,1	0,6	12,3	1,2

Наибольшие значения K_c , характерные для химических элементов 2-го (C_d) и 3-го (Cr , Cu) классов опасности, свидетельствуют о влиянии на процесс формирования геохимических ассоциаций в исследуемых техногенных илах сточных вод гальванических производств, что согласуется с преобладающим вкладом в этот процесс производственной инфраструктуры города.

Таблица 3.1.8

**Суммарный показатель загрязнения (Z_c) и степень загрязнения (C_d)
донных отложений по интегральному показателю**

Показатель	Участок I	Участок II	Участок III	Участок IV	В целом
Z_c уровень загрязнения	95,8 опасный	308,1 чрезвычайно опасный	45,0 опасный	27,8 умеренно опасный	102,4 опасный
C_d уровень загрязнения	101,5 высокий	314,7 высокий	51,1 высокий	33,9 высокий	108,2 высокий

Нефтепродукты. Анализ стратиграфических слоев колонок донных наносов выявил их сильное загрязнение нефтепродуктами (от 11 до 57 000 мг/кг, табл. 3.1.9). Распределение нефтяного загрязнения донных отложений по горизонтам мозаично, причем содержание нефтепродуктов определялось характером и интенсивностью техногенной нагрузки в разные периоды осадконакопления и типом донных отложений. Содержание нефтепродуктов

тесно коррелирует ($R=0,86$) с величиной ППП, характеризующей содержание органического вещества в донных отложениях.

Таблица 3.1.9

Содержание нефтепродуктов в колонках донных отложений по горизонтам, отобранных на разных участках излуины от руслового аллювия

Участок I				
Глубина, см	150-160	100-110	50-60	0-10
С, мг/кг	12555±3139	7687±1922	1398±2559	13558±3390
Тип ДО	ил песчанистый	ил песчанистый	ил глинистый	ил глинистый
Участок II				
Глубина, см	250-260	160-170	80-90	0-10
С, мг/кг	13760±3440	57024±14256	10238±2559	31425±7856
Тип ДО	ил торфянистый	ил торфянистый	ил глинистый	ил глинистый
Участок III				
Глубина, см	80-90	60-70	30-40	0-10
С, мг/кг	213±53	215±54	11±3	5176±1294
Тип ДО	песок	песок	песок	песок заиленный
Участок IV				
Глубина, см	140-150	110-120	50-60	0-10
С, мг/кг	1183±296	947±237	14±4	4064±1016
Тип ДО	песок	песок	песок	песок

С учетом объема накопленных донных наносов исследуемой гидросистемы масса содержащихся в них нефтепродуктов составляет 1013 т.

Эколого-токсикологическая характеристика донных отложений с использованием биологических тест-объектов (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, 1900 и *Daphnia magna* Straus, 1820 (Cladocera, Crustacea) в остром и хроническом экспериментах по традиционным показателям токсичности позволяет отнести донные отложения, сформированные в прежние годы, когда в излуину сбрасывались неочищенные промышленные и канализационные сточные воды, к 4 классу опасности.

Совокупность полученных геохимических данных диктует необходимость изъятия всего оцененного объема донных наносов до горизонта аллювиальных отложений в целях оздоровления гидросистемы, восстановления ее геоэкологических и гидротехнических функций.

3.2.1. Изъятие загрязненных донных наносов

В предыдущих разделах обоснована необходимость мероприятий по изъятию загрязненных донных отложений излучины. Рекомендованные проектом 2002 г. технические средства изъятия донных наносов (открытая экскаваторная выемка на всем протяжении излучины) экологически неприемлемы по двум причинам. Во-первых, такой тип изъятия будет сопровождаться существенным уменьшением в ходе проведения работ полезного объема излучины как пруда-накопителя. Во-вторых, такой тип изъятия будет сопровождаться чрезмерным взмучиванием и, как следствие, вторичным загрязнением водной толщи как взвешенным веществом, так и десорбируемыми токсикантами. В результате низкой скорости седиментации (садки) взвешенного вещества и медленного восстановления естественного режима движения взвешенных и влекомых наносов в Куйбышевское водохранилище долгое время будут перекачиваться опасные воды излучины, содержащие токсичные вещества, заиленные частицы глино-ило-пылевых фракций, включая наноразмерные частицы.

С точки зрения эколого-экономической целесообразности проблему изъятия донных наносов предлагается решать комплексно как с использованием методов открытой экскаваторной выемки, так и с привлечением щадящих методов добычи осадков (по мере приближения к месту выпуска воды излучины в Куйбышевское водохранилище) с использованием существующих в настоящее время технических средств, таких как применение малогабаритных земснарядов с современными погружными насосами (их применение возможно на малых глубинах, характерных для излучины, и отличается более низкой себестоимостью работ по сравнению с обычными грунтовыми насосами), а также задерживающих шторных конструкций.

В целях уменьшения объема и обеспечения дальнейшей утилизации изъятых донных наносов извлекаемую водно-грунтовую смесь необходимо обезводить. Применительно к данному объекту оптимальным решением станет использование дегидрататора (например шнекового) или применение геотуб. Лучший результат достигается в комплексных схемах обезвоживания.

Жидкую фазу после обезвоживания водно-грунтовой смеси рекомендовано отводить в систему дренажной канализации, расположенную по периметру излучины, для последующей очистки.

Непосредственное использование обезвоженного осадка опасности на Самосыровском полигоне г. Казани, предусмотренное в старом проекте, недопустимо. Единственно возможным решением может быть захоронение на полигонах промышленных отходов либо складирование на специально отведенных площадках с целью дальнейшего использования (после смешения в определенной пропорции с грунтом, образующимся при оптимизации плановых очертаний и поперечных сечений русла), для снижения уровня опасности для пересыпки слоев бытовых отходов.

Другими мероприятиями, выполняемыми одновременно с изъятием донных наносов, должны явиться оптимизация плановых очертаний и поперечных сечений русла исследуемого водного объекта и берегоукрепление для предотвращения интенсификации переноса продуктов берегового размыва русла. Важнейшим этапом оздоровления водного объекта должно стать также обустройство дна.

3.2.2. Оптимизация плановых очертаний и поперечных сечений русла, берегоукрепление, обустройство дна

В результате проведенного анализа ландшафта водосборной площади объекта были предложены следующие технические решения.

Оптимизация плановых очертаний и поперечных сечений русла излучины. Впервые для лентических водоемов предлагается оптимизация плановых очертаний и поперечных сечений русла, а именно: формирование русла излучины в виде каскада из четырех озеровидных расширений, соединенных между собой протоками, состоящими из чередующихся порожистых и плесовых участков (рис. 3.2.2).

Уклоны поверхности воды в русле целесообразно сохранить в пределах естественных, плановые очертания также должны быть близки к естественным.

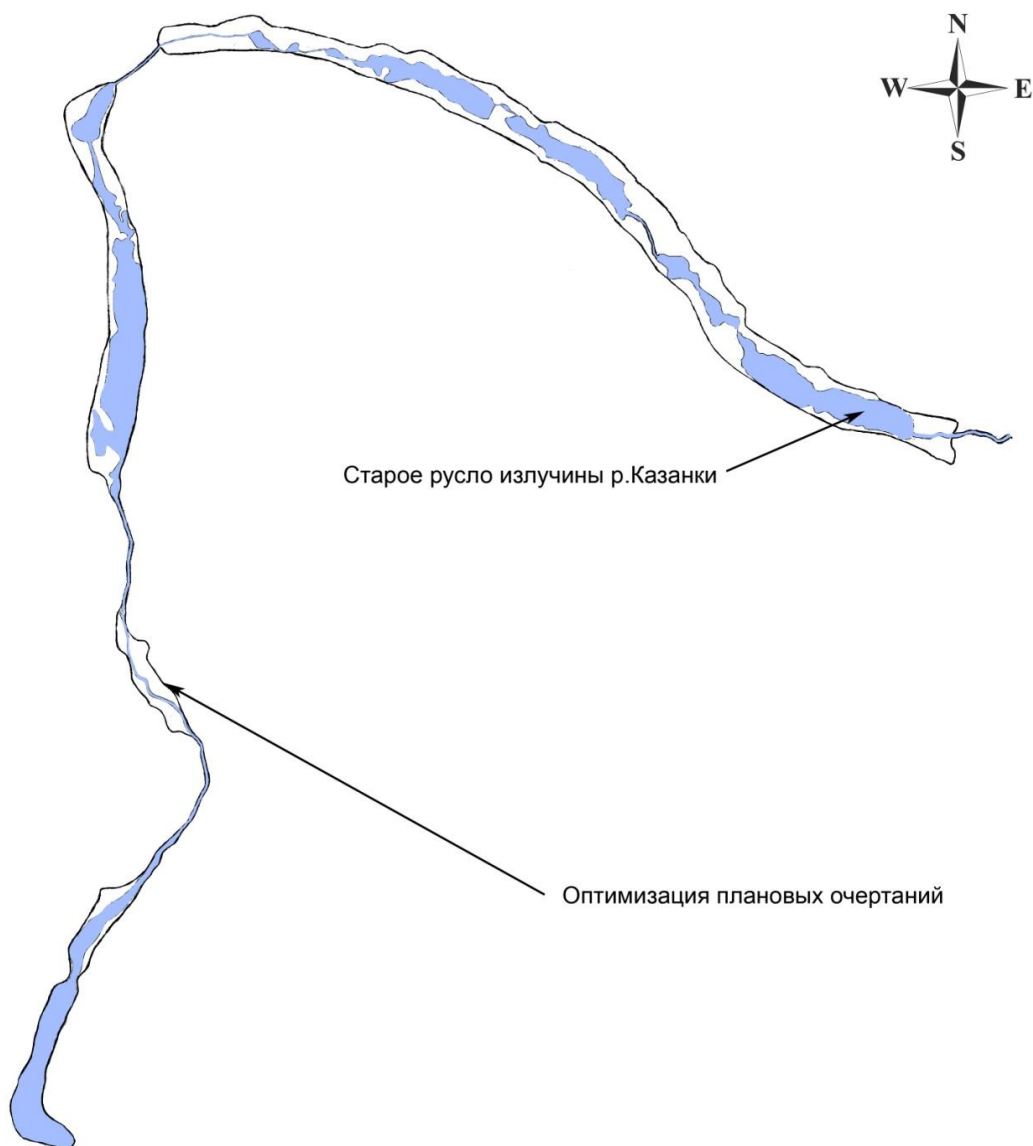


Рис. 3.2.2. План оптимизации очертаний русла излучины р. Казанки

Озеровидные расширения русла. Здесь следует предусмотреть условия обеспечения возможности проведения биологической рекультивации в рамках оптимизации взаимодействия природной и техногенной подсистем: условия обеспечения возможности естественного самоочищения высшей водной растительностью и проведения мероприятий по биоманипулированию организации биологических фильтров для доочистки воды от соответствующих загрязняющих веществ. Это требует приближения профиля русла излучины к естественному сечению и его оптимизации.

Поперечные профили озеровидных расширений (рис. 3.2.3), имеющих ширину 15–80 м, должны содержать по периметру горизонтальные участки в 1,0–1,5 м для создания оптимальных условий развития высших водных растений, выполняющих функции самоочищения водной толщи. Процесс оптимизации необходимо осуществлять с учетом современного

пространственного распределения макрофитов на отдельных участках водоема. Общая площадь, занимаемая высшей водной растительностью, в настоящее время составляет около 38 % от площади акватории излучины.

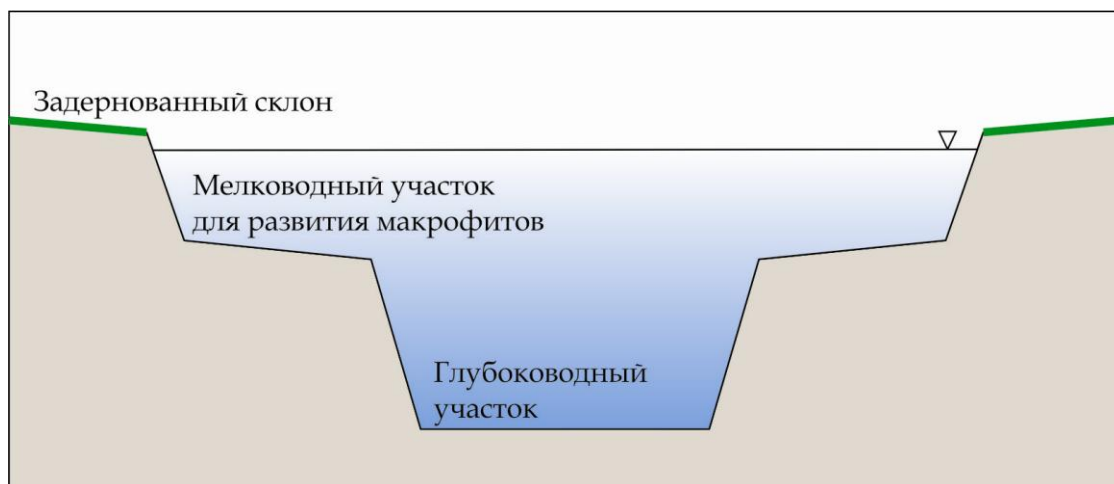


Рис. 3.2.3. Схема планируемого поперечного сечения озеровидных расширений гидросистемы

Оптимизацию плановых очертаний и поперечных сечений русла можно осуществить посредством срезки коренных донных и береговых грунтов на участках озеровидных расширений и частичной насыпи на проточной части русла. Грунт для насыпи предлагается использовать из отвалов, образовавшихся при производстве земляных работ по устройству систем ливневой канализации.

Соединительные протоки с чередующимися порожистыми и плесовыми участками. Формирование изгибов протоки и создание плесов –расширенных и углубленных зон в пределах русла протоки – преследует цели увеличения эффективной длины русла и площади поверхности для заселения водного объекта в дальнейшем биологическими сообществами, повышения биологического разнообразия сообществ, которые обычно отсутствуют в мелких и бурных водотоках.

Порожистые участки между озеровидными расширениями, имеющие ширину около 2 м и глубину 0,5 м, будут чередоваться с плесовидными расширениями, шириной 15–80 м и глубиной 2–2,5 м.

Берегоукрепление. Под воздействием воды берег водоема может размываться и оплывать, что приведет к обмелению и зарастанию территории водоема, повышению концентрации биогенных элементов и интенсификации

процесса эвтрофикации. Для предотвращения этого необходимо применить различные методы укрепления берегов.

Существующие традиционные технологии укрепления берегов дают возможность предотвратить процесс ослабления и размыва грунта, вызванный действием воды, например, при помощи специальных объемных сетчатых конструкций: габионов, каменистой наброски и т.п. Габионные конструкции представляют собой естественные строительные блоки, выполненные из оцинкованной сетки, заполненные природным камнем или галькой. Их применение резко уменьшает уровень гидростатического влияния на грунт, обеспечивая надежную защиту берегов. Содержащиеся в подобных конструкциях частицы грунта способствуют росту растительности, что не только придает данным сооружениям со временем еще большую прочность, но и способствует тому, что они становятся частью окружающего ландшафта и даже его украшением.

Не менее эффективным является укрепление берегов объемной георешеткой – сотовой конструкцией из полимерных лент, скрепленных прочными сварными швами в шахматном порядке. Образованный каркас заполняется щебнем, песком или растительным грунтом. Подобная конструкция предотвращает опускание грунта, расползание склонов и позволяет решить проблему подмывания берегов. В последнее время также применяется берегоукрепление с использованием бревен лиственницы. Лиственница не гниет в воде и конструкции из нее отличаются долговечностью.

Для предупреждения от размыва поверхностными водами вновь организованных прибрежных зон предлагается берегоукрепление посадкой кустарников, посевом трав береговой полосы шириной 5 м.

Вдоль берегов проток должна быть создана буферная зона из древесной и травянистой растительности. Полоса смешанной растительности должна иметь ширину от 10 до 30 м. Растительность послужит дополнительным фильтром при возможном повышении уровня воды в водотоке и может препятствовать эрозии почвы окружающей территории в случае паводка. В местах сужения водоема целесообразно дополнительно укрепить берег с помощью габионной решетки. Деревья, высаженные по берегам протока, помимо защиты берегов, будут выполнять также функции затенения русла, блокируя излишнее интенсивное развитие водорослей.

Обустройство дна. Дно протоки целесообразно выложить каменистым грунтом, сложенным материалом различного размера (гравий, галька, валуны). Это мероприятие будет способствовать увеличению турбулентности воды и

повышению степени насыщения ее кислородом, что обеспечит потенциальную возможность развития речной флоры, фауны и послужит предпосылкой для заселения водного объекта бентосными организмами и бентосоядными рыбами.

3.2.3. Биологическая рекультивация

Биологические подходы активно развиваются в последнее время в качестве альтернативных решений для оздоровления водных экосистем (раздел 2.1.4). Основная их масса направлена на улучшение качества вод, выражаемое в устранении «цветения» за счет прямого перехвата биогенных элементов (контроль «снизу»), манипулирования трофическими сетями – биоманипуляции (контроль «сверху») и активизации процессов биологической фильтрации, как правило, посредством увеличения численности беспозвоночных бентосных и планктонных животных (рис. 3.2.4). Методы биологической манипуляции наиболее пригодны для мелководных объектов, к числу которых относится излуцина р. Казанки.



Рис. 3.2.4. Схема причинно-следственных связей в экосистеме при биоманипулировании

На начальных этапах оздоровления излучины самым эффективным решением станет использование высшей водной растительности для защиты от рассеянных источников загрязнения и удаления биогенных веществ из водной толщи. Из представителей высшей водной растительности рекомендуется использование видов, широко представленных в настоящее время: рогоз (узколистный и широколистный) и тростник обыкновенный. Для высадки лучше всего использовать растения из самой излучины (из соображений экономической целесообразности и учитывая их приспособленность к высокому уровню современного загрязнения).

Обязательным условием последующей эффективной работы фильтров из высшей водной растительности является ежегодное изъятие накопленной за вегетационный период фитомассы.

В дальнейшем рекомендуется интродукция отсутствующих в настоящее время представителей погруженных гидрофитов (рдесты, лютик водный и др.), а также свободноплавающих макрофитов (ряски, водокрас, горец земноводный и др.). Развитие высшей водной растительности, помимо прямого оздоровительного эффекта, будет в дальнейшем также способствовать развитию зоопланктонных сообществ и ихтиофауны.

Следующим этапом является включение в процесс биоманипуляции сообществ беспозвоночных фильтраторов (крупных представителей Cladocera), эффективно снижающих численность микроскопических водорослей; а в дальнейшем, при стабилизации качества воды излучины на приемлемом уровне, и рыб.

3.2.4. Строительство очистных сооружений

Самым первым шагом к оздоровлению излучины должно стать снижение поступления промышленных, ливневых вод, т.е. снижение внешней нагрузки. Если этого не предпринять, то любые восстановительные процедуры не приведут к сколь-нибудь значимому и устойчивому улучшению состояния.

Сокращение внешнего поступления загрязняющих веществ может быть достигнуто различными средствами. Во-первых – непосредственным снижением поверхностного стока загрязняющих веществ в водоем, во-вторых – повышением удерживающей способности водосбора, в-третьих – очисткой сточных вод от организованных источников перед их попаданием в водный объект. Последнее средство особенно актуально для данного объекта,

поскольку, исходя из гидрологической характеристики излучины р. Казанки, большая часть (64,1 %) приходной статьи водного баланса представлена поверхностным притоком и поступлением из сети ливневой канализации в истоке излучины.

Площадь водосбора излучины р. Казанки составляет 33,5 га, в нее входят пять водосборных зон с сетями и сооружениями ливневой канализации. Рекомендованные проектом 2002 г. наземные очистные сооружения снижают эстетическую привлекательность столь ценного ландшафта в центре города.

С учетом современных научно-технических достижений в области создания технологий очистки сточных вод применительно к решаемой задаче предлагаются следующие элементы строительства очистных сооружений (рис. 3.2.5):

- Наружные сети канализации поверхностных сточных вод.
- Полностью заглубленные типовые сборные железобетонные резервуары-накопители сточных вод, оборудованные подводными, отводящими и взмучивающими трубопроводами и погружной насосной установкой.
- Подземные локальные очистные сооружения, обеспеченные гигиеническими сертификатами, лицензиями и экологическими заключениями.
- Дренажная напорная канализация.

Сбор поверхностных стоков с первой, третьей, четвертой и пятой водосборных зон предусматривается по естественному уклону местности в проектируемые водоводные грунтовые каналы, далее в водоотводные колодцы с отстойной частью с последующим отводом в магистральный канализационный коллектор и резервуар-накопитель определенной зоны.

Для второй зоны предусмотрено строительство магистрального водосборного коллектора диаметром 600 мм с сетевыми колодцами для обеспечения подключения в дальнейшем системы сбора ливневого стока. Ливневые стоки с каждой водосборной зоны по системе дождеприемников, открытых лотков и коллекторов могут собираться в аккумулирующие емкости-накопители дождевых вод, откуда погружными насосами подаваться круглосуточно на локальные подземные очистные сооружения поверхностного стока.



Рис. 3.2.5. Принципиальная карта-схема расположения предлагаемых подземных очистных сооружений поверхностного стока (1–5)

Принятые в проекте 2002 г. надземные очистные сооружения были ориентированы на очистку по двум показателям качества воды – по взвешенным веществам и нефтепродуктам – до уровня предельно-допустимых концентраций.

Во-первых, целесообразно включить в перечень контролируемых показателей также и биогенные элементы, ответственные за процессы эвтрофирования водоема. Кроме того, в соответствии с принятым в 2006 г. новым Водным кодексом РФ, в основу управления качеством водных ресурсов положены региональные целевые показатели качества вод (РЦПКВ). Новые нормативы содержания биогенных элементов (P, N) в Куйбышевском водохранилище оказались значительно ниже величин ПДК_{р/х}.

С использованием оцененных впервые для Куйбышевского водохранилища величин РЦПКВ эффективность очистки сточных вод на выходе из подземных очистных сооружений должна быть не менее 64 %, в

частности, по биогенным элементам – эффективность очистки должна достигать от 64 до 97 %, по нефтепродуктам – 95 %, по взвешенным веществам – 64 %. Наиболее высокие требования (99 %) к очистке сточных и ливневых вод должны быть предусмотрены в отношении железа общего.

Проведенный анализ позволяет рекомендовать очистные сооружения «ТОРОС-ЛС» (Очистные..., 2011), предназначенные для очистки поверхностных сточных вод с территорий жилых микрорайонов, промышленных площадок и других территорий городской инфраструктуры. В основу положена технология, которая рассчитана на очистку поверхностных стоков с входными концентрациями по нефтепродуктам – до 50 мг/л, по взвешенным веществам – до 2000 мг/л с производительностью до 6000 л/с.

Сооружения имеют модульную конструкцию и позволяют осуществлять ступенчатую схему очистки. Очистка поверхностного стока начинается в пескоотделителе, в котором большая часть взвешенных веществ оседает на дно отделителя. Из пескоотделителя вода самотеком поступает в бензомаслоотделитель, где с помощью коалесцентных модулей отделяется основная масса нефтепродуктов. Из бензомаслоотделителя сток в самотечном режиме попадает в сорбционный фильтр с загрузкой из специального нефтепоглощающего сорбента и активированного угля, в котором происходит окончательная очистка. В составе очистных сооружений можно выделить:

- Распределительный колодец «Т-РК». Предназначен для распределения потока поверхностного стока, поступающего на очистку. Согласно СНиПам необходимо очищать первые 20 мин дождя, когда сток наиболее загрязненный, последующий сток считается «условно чистый», и можно отводить без очистки по обводной линии.

- Сепаратор песка «Т-SP». Предназначен для отделения из сточных вод взвешенных веществ, песка и осадка, а также масел и нефтепродуктов. Сточная вода проходит через сепаратор по спирали, поднимаясь снизу вверх, образуя вихревой поток. По мере прохождения воды через устройства сепаратора, она очищается. Сепаратор состоит из 2 камер: для осевших твердых частиц и для плавающих частиц и масла.

- Пескоотделитель «Т-OP». Предназначен для очистки поверхностного стока от взвешенных веществ. Удаление взвешенных веществ основано на гравитационном осаждении.

- Бензомаслоотделитель «Т-OM». Бензомаслоотделитель является основной частью системы очистки воды от нефтепродуктов. В бензомаслоотделителе установлены коалесцентные модули. Благодаря своей

конструкции, модули способствуют укрупнению частиц нефтепродуктов и ускоряют их всплытие. Бензомаслоотделитель снабжен датчиком-сигнализатором, который контролирует толщину слоя всплывших нефтепродуктов. Концентрация на выходе из бензомаслоотделителя по нефтепродуктам будет составлять – 0,3–0,5 мг/л.

– Сорбционный фильтр «Т-SB». Предназначен для доочистки стоков от нефтепродуктов и взвешенных веществ. Концентрация в очищенной воде будет составлять по нефтепродуктам – 0,05 мг/л, по взвешенным веществам – 3–5 мг/л.

Сооружения также комплектуются канализационными насосными станциями для напорной подачи или отвода сточных вод, перекачки осадка, а также узлом механического обезвоживания осадка. Очищенная вода соответствует нормам сброса в водные объекты хозяйственно-питьевого, культурно-бытового водопользования и рыбохозяйственного значения. Для более строгого контроля на отводящем трубопроводе рекомендуется предусмотреть контрольный колодец для взятия проб и обеспечения возможности контроля качества очищенных поверхностных стоков перед их сбросом в излучину.

Оборудование может быть оснащено датчиками, позволяющими следить за всеми технологическими режимами работы очистных сооружений на удаленных расстояниях. Сигналы с датчиков могут посылаться на сотовый телефон, что не требует постоянного присутствия персонала.

Очистные сооружения на основе емкостного оборудования из высокопрочного армированного стеклопластика имеют срок служебной пригодности до 40–50 лет. Важное преимущество перед аналогами – очистные сооружения предназначены для подземного размещения, что позволяет достигать гармоничного сочетания с ландшафтом местности.

Территорию пяти водосборных зон, отведенную под сооружения ливневой канализации, следует благоустроить путем организации площадок и дорог с асфальтобетонным покрытием (общая площадь 2150 м²), газонов и посадки кустарников.

Участок проектирования находится в водоохраной зоне, где установлен специальный режим хозяйственной деятельности, исключающий загрязнение, засорение и истощение водного объекта, что требует строгого соблюдения технологического регламента.

Анализ химического состава воды излучины и допустимого уровня привноса химических соединений показал, что требуемая эффективность очистки сточных и ливневых вод, поступающих в природно-техногенную

гидросистему, должна быть на уровне не ниже 64 % (по приоритетным показателям), для того чтобы качество воды гидросистемы соответствовало нормативным и региональным целевым показателям качества вод.

3.2.5. Аэрация входящих водных масс

Для улучшения кислородного режима в излучине можно рекомендовать установку вихревых аэраторов на конце трубопроводов, подающих воду из аккумулирующего бассейна у 6-й насосной станции. Использование вихревых аэраторов – это наиболее прогрессивный и экономичный способ искусственного насыщения воды кислородом (Богданов и др., 2000). Несмотря на то что данный способ относительно новый, он нашел уже широкое практическое применение на различных объектах – от сооружений биологической очистки химкомбинатов до прудов Московского зоопарка.

Принцип действия вихревого аэратора реализуется за счет особой геометрической формы его проточной полости и заключается в следующем. Аэрируемый поток перед аэратором разделяется на две неравные по расходу части, направляемые в завихрители, которые формируют два противоположно закрученных потока. Один из закрученных потоков с помощью короткого патрубка круглого сечения направляется концентрично внутрь другого. В створе, где заканчивается этот патрубок, начинается интенсивное взаимодействие закрученных потоков, при котором образуется множество микровихрей, быстро заполняющих все сечение трубы, являющейся камерой смешивания аэратора.

Закрученный поток под влиянием действующих на него центробежных сил имеет в своей приосевой зоне пониженное давление, которое в вихревых аэраторах ниже атмосферного. Здесь формируется полость разрыва сплошности потока, называемая паровоздушным ядром. По патрубку, соединяющему атмосферу с приосевой зоной внутреннего закрученного потока, самотеком поступает воздух.

В камере смешивания аэратора воздух попадает в область интенсивного вихреобразования и разбивается на маленькие пузырьки диаметром 1–4 мм с большой суммарной площадью поверхности контакта фаз. За счет высокой турбулентности потока в камере смешивания быстрое растворение кислорода в воде начинается уже в проточной полости аэратора. Конструктивно вихревой струйный аэратор (рис. 3.2.6) представляет собой стальную конструкцию, без каких бы то ни было движущихся деталей, и состоит из двух соединяемых сваркой (или другим способом) элементов – блока завихрителей и камеры смешения.

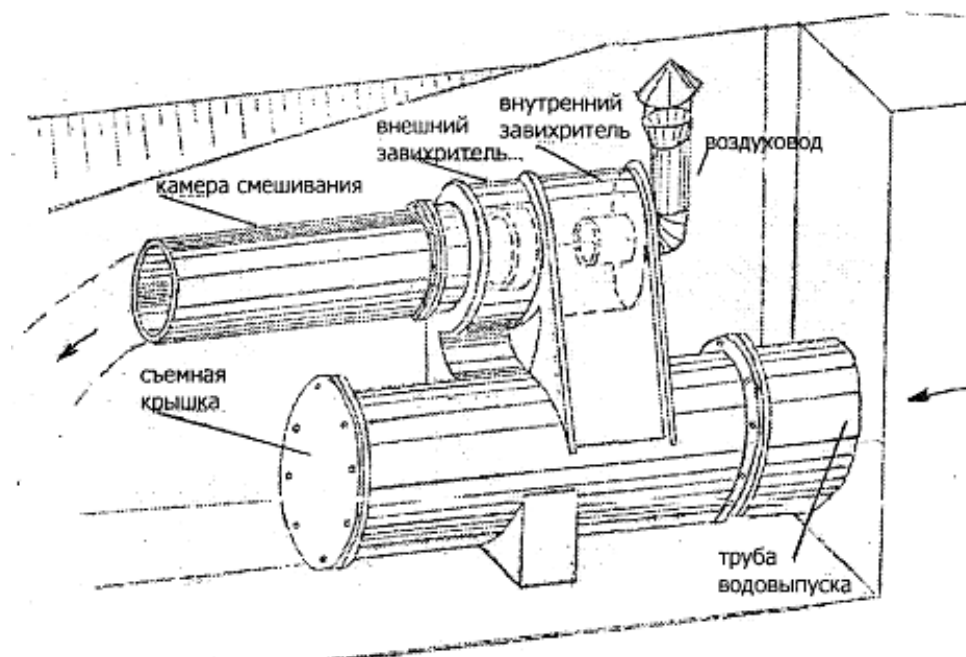


Рис. 3.2.6. Вихревой аэратор со стороны нижнего бьефа

Аэрированная струя, покидающая камеру смешивания на некоторой высоте над уровнем воды в излучине, имеет запас энергии, за счет которого при падении в воду захватывает дополнительное количество воздуха. Захваченные пузырьки воздуха, вместе с имевшимися в струе ранее, транспортируются в массив воды на некоторую глубину. Благодаря действию архимедовой силы пузырьки воздуха всплывают, а насыщенный растворенным кислородом поток воды продолжает движение в массиве воды.

Характеристики аэрированной струи определяются формирующими струю аэрационными аппаратами. В случае применения вихревых аэраторов характеристики струи, кроме этого, определяются высотным положением места выпуска струи из аэратора по отношению к поверхности прорабатываемого массива воды. Погружение сопла аэратора под уровень воды неблагоприятно отражается на воздухоподдержании и глубине распространения аэрированной струи, и, если для этого нет каких-либо особых причин, не рекомендуется при проектировании систем струйной аэрации с вихревыми аэраторами. Существует оптимальная высота расположения сопла аэратора, равная примерно 0,8–1,6 его диаметра и обеспечивающая формирование струи с наивысшим воздухоподдержанием, отличающаяся максимальной глубиной распространения и максимальным объемом прорабатываемого массива.

Все происходящие в аэраторе технологические процессы: засасывание воздуха из атмосферы, диспергация компактной воздушной струи на мелкие пузырьки, формирование гомогенной воздушной струи на выходе из камеры

смещения – обеспечиваются особой геометрической формой проточной полости аэратора, устанавливаемой индивидуальным расчетом в зависимости от принятого расхода воды и давления на выходе в блок завихрителей.

3.2.6. Ландшафтное обустройство прибрежной зоны

В настоящее время большая часть прибрежной территории излучины застроена, здесь располагаются различные промышленные предприятия, гаражные кооперативы, производственные и строительные базы. Имеются постройки частного сектора с ветхим фондом, огороды.

Незастроенная часть представлена территорией, стихийно заросшей травянистой и древесной растительностью различного вида. Какого-либо организованного благоустройства территория не имеет. На протяжении многих десятилетий излучина и ее берега были зоной сброса загрязненных стоков, свалок снежных и различного вида мусора, вплоть до промышленных отходов.

Излучина р. Казанки с северо-востока огибает Зилантову гору (Елан тау), которая является частью верхней приволжской террасы, холмом-останцем коренной террасы левого берега Волги, отделенным от основного массива руслом реки Волги. Высота холма до 30 м над уровнем Казанки. Плоская вершина ее имеет размеры около 400 м длины. Прибрежная территория излучины, прилегающая к Зилантову монастырю, представляет собой прекрасный естественный ландшафт с комплексом из древесно-луговой растительности с пересеченным микрорельефом. В настоящее время это исторически значимое место представляет собой значительную территорию (257 500 м²) с отдельными заболоченными участками, сильно запущенную и не имеющую хозяйственного назначения.

В рамках оздоровления экосистем старого русла р. Казанки планируется благоустройство экологически неблагополучных прибрежных территорий Зилантовой горы, огибаемой излучиной р. Казанки на территории 257 500 м² и создание парковой зоны. Проект включает разработку и реализацию индивидуального ландшафтного дизайна с расчисткой прибрежных зон, строительством элементов ландшафта, высадкой посадочного материала, укреплением склонов для предупреждения размыва водами излучины береговой полосы.

Проектом предлагается сохранить территориально сложившуюся зеленую зону в средней части течения отсеченной излучины. Данная территория должна быть ограничена с юга – полотном железной дороги, с запада – дорогой, окаймляющей русло излучины с правого берега, с востока – склоном

Зилантовой горы и с севера – левым берегом русла напротив гаражного кооператива «Химик».

Ландшафт в этом месте излучины представлен древесно-луговой растительностью, во многих местах без особых следов хозяйственной деятельности. Территорию пересекает несколько ручьев, имеется несколько небольших прудов. В период проведения натуральных исследований в данной части излучины было обнаружено гнездовье стаи цапель, с числом особей не менее восьми.

Рекомендуется создать в этой зоне природный парк, который будет иметь достаточно серьезную эколого-просветительскую и эколого-воспитательную функции.

Природный парк будет обеспечивать снижение антропогенной нагрузки до такого уровня, при котором не появилось бы дополнительного бокового загрязнения излучины в районе третьего озеровидного расширения, т.е. приоритетной целью организации природного парка является, прежде всего, усиление самоочищающей способности системы через ограничительные возможности этой структуры. В частности, такой парк позволит организовать мощную береговую зону защиты данного водного объекта. Для этого предусмотрены насаждения кустарниковых ив (так называемый первый пояс от уреза воды). Во втором поясе предусмотрена высадка влаголюбивых древесных пород, таких как тополь черный, ясень зеленый, ольха черная.

Создание парковой зоны придаст территории функции важного элемента природного экологического каркаса города и будет способствовать устойчивому развитию урботерритории, созданию комфортной микроклиматической и рекреационной внутригородской среды.

3.2.7. Воздействие на компоненты окружающей среды на этапах строительства объектов и их эксплуатации

Проведена оценка воздействия на состояние окружающей среды предлагаемых мероприятий на этапах строительства и эксплуатации.

В период проведения запланированных работ не исключается **воздействие на атмосферный воздух**. Вредное воздействие на атмосферный воздух будет оказываться только в период строительства. Период воздействия будет продолжаться только во время работ.

Источником загрязнения атмосферы в период строительства могут являться работающие двигатели автомобилей и спецтехники, пыление при пересыпке и складировании сыпучих материалов. В период проведения

строительно-монтажных работ ожидается, что основными загрязнителями атмосферного воздуха будут пыль неорганическая и азота диоксид.

В период эксплуатации вредного воздействия на атмосферный воздух не ожидается.

Основными **источниками загрязнения воды излучины** в период строительства являются земляные работы и работы, связанные с удалением донных отложений, которые вызовут загрязнение водной толщи взвешенными веществами, в целом ожидается изменение морфометрических, гидрологических и гидрохимических характеристик. Однако ухудшение качества воды будет временным. После окончания работ ожидается достаточно быстрая стабилизация и существенное улучшение гидрологических и гидрохимических показателей.

Вероятность поступления нефтепродуктов в воду связана с работой механизмов и плавсредств. Проектом предусмотрен комплекс необходимых природоохранных мероприятий для снижения загрязнения поверхностных вод.

В целом, при условии соблюдения необходимых природоохранных мероприятий негативное воздействие объекта на состояние поверхностных и подземных вод в период строительства можно охарактеризовать как незначительное.

В период эксплуатации ожидается получение соответствующего экологического равновесия природной системы на более высоком уровне, обеспечивающем приведение качества воды и донных наносов в соответствие с хозяйственно-бытовыми и рыбохозяйственными нормами.

В связи с тем, что излучина р. Казанки не является водоемом рыбохозяйственного назначения, рыбоохранные мероприятия не рассматриваются.

В целях **сохранения земель** проектом предусматривается ряд мероприятий для улучшения состояния прибрежной зоны излучины. В частности, при проведении работ планируется полная ликвидация несанкционированных свалок бытового, промышленного и иного вида отходов, изъятие загрязненной почвы и, по согласованию с органами санитарно-эпидемиологического надзора, вывоз их на полигон твердых бытовых отходов (ТБО).

По завершению строительных работ предусматривается благоустройство прилегающей к очистным сооружениям территории.

Предполагаемые мероприятия позволят предотвратить проявления эрозионных процессов и снизить негативное влияние на почву. В период эксплуатации воздействие на земельные ресурсы не ожидается.

Отведенные под строительство участки находятся в пределах г. Казани. Поэтому, вследствие интенсивной хозяйственной деятельности, видовой **состав животного мира и растительности** нарушен. В целом он характеризуется низкими показателями видового богатства и численности.

Основное воздействие на фауну в период строительства будет выражено в локальном разрушении биотипов и повышении степени фактора беспокойства. Учитывая краткосрочность проведения строительных работ, выполнение необходимых природоохранных мероприятий, снижения видового разнообразия животных и растений не произойдет. Кроме того, организация природного парка на части акватории отсеченной излучины и прилегающей территории будет способствовать сохранению обитающей здесь фауны и иметь серьезную эколого-просветительскую и эколого-воспитательную функцию.

Образование отходов производства и потребления ожидается только в период проведения строительных работ. Источниками образования отходов на проектируемых сооружениях в период строительно-монтажных работ являются в основном строительные материалы. Ожидается образование строительных отходов и ТБО, которые относятся к 4 и 5 классам опасности, не представляют серьезной угрозы для окружающей природной среды.

В период эксплуатации ожидается образование осадка в виде взвешенных веществ и нефтепродуктов. Осадок, отмытый от нефтепродуктов, может быть использован на заводах АБЗ, при ремонтах грунтовых дорог второстепенного назначения, в качестве нижнего подстилающего слоя при строительстве новых дорог. Нефтепродукты планируется вывозить на переработку в специализированные организации. При иной утилизации этих видов отходов предусматривается согласование с районными или городскими службами Роспотребнадзора, Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан.

Таким образом, на основе данных о геоэкологическом состоянии природно-технической гидросистемы излучины р. Казанки в черте г. Казани и с учетом современных научно-технических достижений сформулированы рекомендации к проекту ее оздоровления с точки зрения восстановления ее технических, геоэкологических функций и с учетом потенциальной рекреационной значимости.

ЛИТЕРАТУРА

Авакян А.Б. Вода и рекреация / А.Б. Авакян, В.К. Бойченко, В.П. Салтанкин // Человек и природа. – М.: Знание, 1987. – С. 15–70.

Богданов В.М. Очистка Большого пруда Московского Зоопарка системой замкнутого водооборота и струйно-вихревой аэрации / В.М. Богданов, В.С. Боровков, В.В. Волшаник // Чистый город. – 2000. – № 1. – С. 42–48.

Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоемов / Н.И. Богданов. Пенза: РИО ПГСХА, 2008. – 126 с.

Бульон В.В. Структура и функция микробиальной «петли» в планктоне озерных экосистем / В.В. Бульон // Биология внутренних вод. – 2002. – № 2. – С. 5–14.

Ветошкин А.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы: учебное пособие / А.Г. Ветошкин. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. – 188 с.

Гидромониторы и землесосные снаряды [Электронный ресурс] / Строительные машины и оборудование: Справочник. – Режим доступа: <http://stroy-technics.ru/article/gidromonitory-i-zemlesosnye-snaryady>, 2011.

Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2009 году». – М.: Минприроды РФ: АНО «Центр международных проектов», 2010. – 288 с.

Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2008 году». – М.: Минприроды РФ: АНО «Центр международных проектов», 2009. – 457 с.

Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2010 году». – Казань: МЭПР, 2011. – 428 с.

Гусева Т.В. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / Т.В. Гусева [и др.]. – М.: СоЭС, 2000. – 148 с.

Дементьев В.А. Устройства земснарядов для очистки глубоких водоемов от илистых отложений и применение пневматических грунтовых насосов /

В.А. Дементьев, Н.Н. Кожевников // Гидротехническое строительство. 2005. № 1. С. 25–30.

Драбкова В.Г. Восстановление экосистем малых озер / В.Г. Драбкова, М.Я. Прыткова, О.Ф. Якушко. – СПб.: Наука, 1994. – 144 с.

Константинов А.С. Общая гидробиология / А.С. Константинов. М.: Высшая школа, 1986. 472 с.

Комов В.Т. Причины и последствия антропогенного закисления озер: курс лекций / В.Т. Комов. Н.Новгород: Вектор-Тис, 2007. 112 с.

Лазарева В.И. Структура трофической сети сообществ беспозвоночных в трех небольших озерах с различным уровнем закисления вод: зоопланктон / В.И. Лазарева [и др.] // Биология внутренних вод. – 2003. – № 1. – С. 49–57.

Метод PROTE–Fos [Электронный ресурс] / PROTE–Fos – комплексная услуга рекультивации озер. – Режим доступа: <http://www.prote.pl/go.live.php/RU-H270/index-30/index-31/index-32.html>, 2012.

Микрозим «Понд Трит». Биологическая очистка закрытых и слабопроточных водоемов: прудов, озер, очистка воды и донных отложений от органического и биогенного загрязнения, восстановление биологического баланса и самоочищения водных экосистем [Электронный ресурс] / Восстановление водоемов. – Режим доступа: <http://www.microzym.ru/pondtreatment.htm>, 2011.

Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ / М.А. Науменко. – СПб.: РГГМУ, 2007. – С. 9–10.

Неизвестный Татарстан: Голубые озера [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://kitubijca.livejournal.com/25838.html>, 2013.

Никитин О.В. Индикация цианотоксинов в природных водах Республики Татарстан / О.В. Никитин, Н.Ю. Степанова, М.Н. Мукминов, В.З. Латыпова // Ученые записки КГАВМ. – 2012. – Т. 212. – С. 341–344.

Озера лесной и лесостепной зоны (в пределах Татарской АССР) // Озера Среднего Поволжья / отв. ред.: И.Н.Сорокин, Р.С.Петрова. – Л.: Наука, 1976. – С. 58–157.

Остроумов С.А. Загрязнение, самоочищение и восстановление водных экосистем / С.А. Остроумов. – М.: МАКС Пресс, 2005. – 100 с.

Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории / С.А. Остроумов // Доклады академии наук. – 2004. – Т. 396. – № 1. – С. 136–141.

Остроумов С.А. О самоочищении водных экосистем / С.А. Остроумов // Антропогенные влияния на водные экосистемы / под ред. О.Ф. Филленко. – М.: Т-во научных изданий КМК, 2005. – С. 94–119.

Очистка водоемов [Электронный ресурс] // Адмир-Евразия: геосинтетика и экологические технологии. – Режим доступа: <http://www.admir-ea.ru/sphere2.php?id=14>, 2009.

Очистные сооружения поверхностного стока «ТОРОС-ЛС» [Электронный ресурс] // Очистка поверхностного стока. – Режим доступа: http://www.torosltd.ru/index.php?p=06_01, 2011.

Прыткова М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия / М.Я. Прыткова. – СПб.: Наука, 2002. – 148 с.

РД 52.24.643–2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – М.: Росгидромет, 2002.

РД 52.24.620–2000. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. – М.: Росгидромет, 2000.

Россолимо Л.Л. Антропогенное эвтрофирование водоемов / Л.Л. Россолимо // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2, Антропогенное эвтрофирование водоемов. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 9–57.

Румянцев В.А. Проблемы и пути восстановления умирающих озер / В.А. Румянцев, В.Г. Дабкова, С.А. Кондратьев // Вода и экология. – 2000. – № 2. – С. 70–74.

Русанов А.Г. Оценка эффективности ячменной соломы как ингибитора нитчатых водорослей в лабораторных условиях / А.Г. Русанов, Е.В. Станиславская //

Теория и практика восстановления внутренних водоемов. – СПб.: Лема, 2007. – С. 328–334.

Сивкова Е.Е. Использование технологии «constructed wetlands» для очистки сточных вод малых населенных пунктов и предприятий / Е.Е. Сивкова, С.Ю. Семёнов // Вестник Томского государственного университета: Биология. – 2010. – № 4 (12). – С. 123–130.

Слинчак А.И. Геофизический анализ антропогенных изменений природной среды северо-запада Русской равнины / А.И. Слинчак // Псковский регионологический журнал. – 2006. – № 3. – С. 67–72.

Сметанин В.И. Восстановление и очистка водных объектов / В.И. Сметанин. – М.: КолосС, 2003. – 157 с.

Степанова Н.Ю. Структура и токсичность цианобактерий в рекреационных зонах водоемов Казанского региона / Н.Ю. Степанова, Л.Ю. Халиуллина, О.В. Никитин, В.З. Латыпова // Вода: химия и экология. – 2012. – № 11. – С. 67–72.

Строганов Н.С. Токсическое загрязнение водоемов и деградация водных систем / Строганов Н.С. // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 3. Водная токсикология. – М.: ВИНТИ, 1976. – С. 5–47.

Теория и практика восстановления внутренних водоемов: сборник трудов международной научно–практической конференции, г. Санкт–Петербург, 15–18 октября 2007 г. / отв. ред.: В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – 394 с.

Укрепление берегов [Электронный ресурс] // Берегоукрепление. Укрепление берегов рек, водоемов, прудов. Укрепление береговых линий габионами и георешеткой. – Режим доступа: <http://www.road-stroy.ru/services/coast-guard>, 2011.

Хендерсон-Селлерс Б. Дестратификация как инструмент рационального водопользования / Б. Хендерсон-Селлерс // Инженерная лимнология. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – С. 281–303.

Хендерсон-Селлерс Б. Эвтрофирование водоемов: пути решения проблемы / Б. Хендерсон-Селлерс, Х.Р. Марклэнд // Умирающие озера.

Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеоздат, 1990. – С. 58–94.

Шагидуллин Р.Р. Оценка техногенной нагрузки сточных вод предприятий на Куйбышевское водохранилище / Р.Р. Шагидуллин, В.З. Латыпова, О.В. Никитин, О.Г. Яковлева // Георесурсы. – 2011. – № 2(38). – С. 24–26.

Шамардина И.П. Борьба с антропогенной эвтрофикацией водоемов / И.П. Шамардина // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2. Антропогенное эвтрофирование водоемов. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 101–128.

Шилькрот Г.С. Причины антропогенного эвтрофирования водоемов / Г.С. Шилькрот // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2. Антропогенное эвтрофирование водоемов. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 61–96.

Ansari A.A. Eutrophication: causes, consequences and control / A.A. Ansari, S.S. Gill, G.R. Lanza, W. Rast. – Springer, 2011. – 394 p.

Azevedo S.M.F.O. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil / S.M.F.O. Azevedo et al. // Toxicology. – 2002. – Vol. 181–182. – P. 441–446.

Barmuta L.A. Responses of zooplankton and zoobenthos to experimental acidification in a high-elevation lake (Sierra Nevada, California, U.S.A.) / L.A. Barmuta et al. // Freshwater Biology. – 1990. – Vol. 23. – P. 571–586.

Bartram J. Introduction / J. Bartram, W.W. Carmichael, I. Chorus, G. Jones, O.M. Skulberg // Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management / I. Chorus, J. Bartram (eds.). – London; New York: E & FN Spon, 1999. – P. 1–14.

Beisner B.E. The influence of temperature and food chain length on plankton predator-prey dynamics / B.E. Beisner, E. McCauley, F.J. Wrona // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1997. – Vol. 54. – P. 586–595.

Butler R. Use of barley straw for algal control in Prairie Dugouts: final report / R. Butler, S. Reedyk, S. Murrell, B. Mah. – Regina, Saskatchewan: Agriculture and Agri-food Canada, Prairie Farm Rehabilitation Administration. 43 p.

Codd G.A. Harmful Cyanobacteria. From mass mortalities to management measures / G.A. Codd et al. // Harmful Cyanobacteria (aquatic ecology series) / J. Huisman, H.C.P. Matthijs, P.M. Visser (eds.). – Springer: Dordrecht, 2005. – P. 1–25.

Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs / G.D. Cooke. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – 591 p.

Dodson S. Predicting diel vertical migration of zooplankton / S. Dodson // Limnol. Oceanogr. – 1990. – Vol. 35. – P. 1195–1200.

Everall N.C. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control / N.C. Everall, D.R. Lees // Water Research. – 1997. – Vol. 31, Issue 3. – P. 614–620.

Gulati R.D. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures / R.D. Gulati, L.M.D. Pires, E. Van Donk // Limnologica. – 2008. – Vol. 38. – P. 233–247.

Gulati R.D., Van Donk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review // Hydrobiologia. 2002. Vol. 478. P. 73–106.

Gulati R.D. Restoration of freshwater lakes / R.D. Gulati, E. Van Donk // Restoration ecology: the new frontier. – Malden: Blackwell Publishing, 2006. – P. 158–173.

Gupta A.K. Pollution technologies for conservation of lakes / A.K. Gupta, N.G. Shrivastva, A. Shrama // Proceedings of Taal 2007: The 12-th World Lake Conference / M. Sengupla, R. Dalwani (eds.). – 2008. – P. 894–905.

Hupfer M. Lake Restoration / M. Hupfer, S. Hilt // Encyclopedia of Ecology / S.E. Jørgensen, B.D. Fath (eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2080–2093.

Jeppesen E. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies / E. Jeppesen et al. // Freshwater Biology. – 2005. – Vol. 50, № 10. – P. 1747–1771.

Jørgensen S.E. Lake restoration methods / S.E. Jørgensen // Encyclopedia of Ecology / S.E. Jørgensen, B.D. Fath (eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2093–2098.

Kadlec R.H. Treatment wetlands. 2nd ed. / R.H. Kadlec, S. Wallace. – Boca Raton: CRC Press, 2008. – 1016 p.

Klapper H. Technologies for lake restoration / H. Klapper // *Journal of Limnology*. – 2003. – Vol. 62 (Suppl. 1). – P. 73–90.

Kohler J. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading / J. Kohler, S. Hilt, R. Adrian, A. Nicklisch, H.P. Kozerski, N. Walz // *Freshwater Biology*. – 2005. – Vol. 50(10). – P. 1639–1650.

Kozak A., Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltanski reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment / A. Kozak, R. Goldyn // *Journal of Plankton Research*. – 2004. – Vol. 26. – P. 37–48.

Lembi C.A. Aquatic plant management / C.A. Lembi. – West Lafayette: Purdue University, 2003. – 20 p.

McComas S. Lake and pond management guidebook / S. McComas. – Boca Raton: CRC Press, 2003. – 286 p.

Nykänen A. Increasing lake water and sediment oxygen levels using slow release peroxide / A. Nykänen, H. Kontio, O. Klutas, O.–P. Penttinen, S. Kostia, J. Mikola, M. Romantschuk // *Science of the Total Environment*. – 2012. – Vol. 429. – P. 317–324.

Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers, and managers. – Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, 2011. – 457 p.

Rigler F.H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes / F.H. Rigler // *Environmental phosphorus handbook* / E.J. Griffith, A. Beeton, J.M. Spencer, D.T. Mitchell (eds.). – New York: John Wiley & Sons, 1973. – P. 539–572.

Ripl W. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new restoration method / W. Ripl // *Ambio*. – 1976. – Vol. 5. – P. 132–135.

Robb M. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings / M. Robb, B. Greenop, Z. Goss, G. Douglas, J. Adeney // *Hydrobiologia*. – 2003. – Vol. 494. – P. 237–243.

Shapiro J. Biomanipulation: an ecological approach to lake restoration / J. Shapiro, V. Lamarra, M. Lynch // *Water quality management through biological control* / P.L. Brezonik, J.L. Fox (eds.). – Gainesville: University of Florida, 1975. – P. 85–96.

Sivonen K. Cyanobacterial toxins / K. Sivonen, G. Jones // Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management / I. Chorus, J. Bartram (eds.). – London: WHO, 1999. – P. 55–124.

Skov C. Piscivory of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in a small eutrophic lake and its implication for biomanipulation / C. Skov, O. Lousdal, P.H. Johansen, S. Berg // Hydrobiologia. – 2003. – Vol. 506–509. – P. 481–487.

Søndergaard M. Lake restoration: successes, failures and long-term effects / M. Søndergaard et al. // Journal of applied ecology. – 2007. – Vol. 44. – P. 1095–1105.

Søndergaard M. Lake restoration in Denmark / M. Søndergaard, E. Jeppesen, J.P. Jensen, T. Lauridsen // Lakes & Reservoirs: research and management. – 2000. – Vol. 5, № 3. – P. 151–159.

Ugochukwu C.N.C. Ecotechnological methods as strategies to reduce eutrophication and acidification in lakes / C.N.C. Ugochukwu, D. Nukpezah // Environmentalist. – 2008. – № 2. – P. 137–142.

Vasconcelos V. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help / V. Vasconcelos // Limnetica. – 2006. – Vol. 25, № 1–2. – P. 425–432.

Vlasblom W. Lecture notes on dredging equipment and technology [Электронный ресурс] // CEDA (Central Dredging Association). – Режим доступа: <http://www.dredging.org/content.asp?page=105>, 2003.

Winston R.J. Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds Original / R.J. Winston, W.F. Hunt, S.G. Kennedy et al. // Ecological Engineering. – 2013. – Vol. 54. – P. 254–265.

Wissel B. Plasticity of vertical distribution of crustacean zooplankton in lakes with varying levels of water colour / B. Wissel, C.W. Ramacharan // J. Plankton Res. – 2003. – Vol. 25. – P. 1047–1057.

World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality. – Geneva: WHO, 2011.

Zaccaroni A. Toxicity of fresh water algal toxins to humans and animals / A. Zaccaroni, D. Scaravelli // Algal toxins: nature, occurrence, effect and detection. – Dordrecht: Springer, 2008. – P. 45–89.

О.В. Никитин, В.З. Латыпова, Ш.Р. Поздняков

ЭКОТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДОЕМОВ

Учебное пособие

Редактор *И.Г. Кондратьева*
Дизайн обложки *О.В. Никитин*

Подписано в печать 24.08.2015 г.
Бумага офсетная. Печать ризографическая.
Формат 60x84 1/16. Гарнитура «Таймс». Усл. печ.л. 8,75.
Уч-изд.л. 5,5. Тираж 100 экз. Заказ № 191

Издательство Казанского университета

420008, г. Казань, ул. Профессора Нужи́на, 1/37
тел. (843) 233-73-59, 233-73-28

Отпечатано в лаборатории оперативной полиграфии Издательства КФУ
420012, г. Казань, ул. Бутлерова, 4
Тел. (843) 291-13-88; 291-13-47

