

Р.И.Аюкаев
А.В.Коряйкина



ИССЛЕДОВАНИЯ И АНАЛИЗ
эффективности очистки природных вод
при использовании
биологических методов обработки

ИССЛЕДОВАНИЯ И АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ ВОД ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОБРАБОТКИ



СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	6
1. ОСОБЕННОСТИ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД ИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ИСТОЧНИКОВ КАРЕЛИИ КАК ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ НАПРАВЛЕНИЯ ПУТЕЙ ИНТЕНСИФИКАЦИИ ВОДООЧИСТНЫХ ПРОЦЕССОВ.....	11
1.1. Характеристика водных объектов как источников питьевого водоснабжения.....	11
1.2. Качество поверхностных источников водоснабжение республики Карелия.....	13
1.3. Качество воды подземных источников республики Карелия.....	19
1.4. Анализ состояния и перспектив развития систем водоснабжения малых и средних населенных пунктов.....	27
1.5. Анализ методов обработки природных вод поверхностных и подземных источников для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения в условиях республики Карелия.....	32
1.5.1. Традиционные технологические схемы обработки высокоцветных маломутных природных вод.....	32
1.5.2. Новые технологии обесцвечивания высокоцветных вод из природных источников.....	36
1.5.3. Опыт применения биотехнологий для обработки природных вод.	38
1.6. Пути интенсификации водоочистных процессов для очистки природных вод республики Карелия.....	43
2. ИССЛЕДОВАНИЕ БИОТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ОБРАБОТКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ (В УСЛОВИЯХ СЕВЕРА НА ПРИМЕРЕ Р. КАРЕЛИЯ).....	46
2.1. Анализ и обобщение известных биологических методов обработки питьевой воды.....	46

2.1.1. История развития и общие принципы использования биотехнологий для обработки питьевой воды	46
2.1.2. Медленное фильтрование	48
2.1.3. Биосорбционные реакторы	54
2.2. Постановочные эксперименты по биохимической деструкции загрязнений высокоцветных вод поверхностных водоисточников.....	57
2.3. Выводы по главе	66
3. ИССЛЕДОВАНИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ БИОХИМИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ВЫСОКОЦВЕТНЫХ ВОД.....	68
3.1. Описание лабораторных установок для проведения исследований по обесцвечиванию природных вод в условиях медленного фильтрования и биосорбции	68
3.2. Результаты лабораторных исследований.....	70
3.3. Математическое моделирование процесса биологической очистки природных вод	77
3.4. Особенности биологической предочистки высокоцветных природных вод в биосорбционном фильтре	86
3.4.1. Конструктивные особенности биосорбционного фильтра.....	86
3.4.2. Общие соображения о флюидизации слоя гранулированного сорбента в биосорбционном фильтре с нисходящим движением потока	88
3.4.3. Определение скорости выноса гранул сорбента из биосорбционного фильтра.....	89
3.4.4. Определение степени флюидизации сорбционного слоя и начальной скорости флюидизации	93
3.5. Обобщенная математическая модель биосорбционного фильтра	99
3.6. Выводы по главе	101
4. РАЗРАБОТКА ТЕОРЕТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОБОСНОВАНИЯ ВКЛЮЧЕНИЯ В ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ СХЕМЫ ОЧИСТКИ	

ВЫСОКОЦВЕТНЫХ МАЛОМУТНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД ПРОЦЕССОВ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ.....	102
4.1. Стоимость жизненного цикла водопроводных очистных сооружений как определяющая рациональный выбор технологии очистки природных вод	102
4.2. Постановка задачи оптимального синтеза водоочистной станции..	106
4.3. Особенности параметрического моделирования элементов водоочистных станций	111
4.4. Определение стоимости жизненного цикла водоочистных станций	114
4.5. Построение поверхности отклика стоимости жизненного цикла технологической схемы очистки воды при варьировании параметров процесса	118
4.6. Программная реализация и результаты численных экспериментов	133
5. ПОЛУПРОМЫШЛЕННЫЕ И ПРОМЫШЛЕННЫЕ ИСПЫТАНИЯ УСТАНОВОК БИОХИМИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД.....	139
5.1. Водоснабжение группы жилых зданий в районе д. Лехнаволок (озеро Логмозеро).....	140
5.2. Система водоснабжения спортивно-туристической базы в урочище Ламберг, г. Сортавала.....	148
5.3. Перспективы использования биотехнологий для очистки природных и сточных вод	158
5.4. Общие выводы	168
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК	171
ПРИЛОЖЕНИЕ 1. НЕЛИНЕЙНЫЙ ХАРАКТЕР ИЗМЕНЕНИЯ УДЕЛЬНОЙ СКОРОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОГО ОКИСЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ГЛУБИНЫ ОБЕСЦВЕЧИВАНИЯ МЕЗОГУМУСНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД И ЭФФЕКТ НАСЫЩЕНИЯ СУБСТРАТА.....	190

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. ОСНОВНЫЕ ПОНЯТИЯ И ОПРЕДЕЛЕНИЯ ТЕОРИИ НЕЧЕТКОГО УПРАВЛЕНИЯ.....	202
--	-----

ВВЕДЕНИЕ

По данным Госсанэпиднадзора России [62, 64, 125, 143, 172] качество питьевой воды, производимой коммунальными и ведомственными водопроводами, продолжает оставаться неудовлетворительным: каждая пятая проба питьевой воды не отвечает гигиеническим требованиям по санитарно-химическим и микробиологическим показателям. Имеет место ситуация, когда значительная часть затрат на строительство водопроводных очистных сооружений может оказаться непроизводительной, поскольку прошедшая очистные сооружения вода не является пригодной для использования в питьевых целях. Основными причинами сложившейся ситуации специалисты называют повышенное загрязнение водоисточников вследствие значительно возросшей в последнее время антропогенной нагрузки, а также несоответствие принятой или существующей технологической схемы водоподготовки качеству воды водоисточника.

В этом контексте существенно, что большая часть поверхностных водоисточников Российской Федерации не соответствует требованиям, предъявляемым действующими нормативными документами к источникам централизованного и нецентрализованного водоснабжения. В таких условиях традиционные методы очистки природных вод не всегда позволяют получить воду надлежащего (питьевого) качества. В этой связи особое значение приобретает задача разработки новых и адаптации известных методов водоподготовки, применение которых в качестве самостоятельных процессов очистки воды либо вспомогательных в существующих технологических схемах, позволило бы улучшить качество подаваемой населению воды, а в идеале, довести его до предъявляемых нормативными документами требований.

В настоящее время улучшение качества питьевой воды, как в России, так и за рубежом, осуществляется при помощи применения дополнительных методов очистки воды: озонирования, сорбции, ионного обмена, мембранной

сепарации и др. [52, 53, 65, 156, 173, 187, 190, 192]. Все перечисленные методы обработки воды требуют дорогостоящих реагентов и оборудования, термическая регенерация активированного угля сопряжена с большими энергетическими затратами и потерей сорбента, реагентная обработка воды приводит к увеличению образующихся осадков. В этом контексте особый интерес представляют относительно малозатратные биологические методы очистки питьевой воды. Изучению и анализу эффективности очистки высокоцветных маломутных вод с использованием биотехнологий посвящена значительная часть настоящей работы.

С другой стороны, имеется и значительный естественный резерв для повышения эффективности работы очистных сооружений, которая во многом определяется еще на этапе их проектирования. Ошибки при выборе технологии очистки воды могут привести не только к значительным затратам, но и к более серьезным последствиям. В ряде городов Республики Карелия технология очистки природных вод не соответствует качеству воды в водоисточниках, что приводит к уменьшению (по сравнению с проектной) их пропускной способности и эффективности очистки.

Что касается задачи рационального выбора технологической схемы очистки воды, то она не является тривиальной. В специальной и нормативной литературе приводятся рекомендации по выбору технологии очистки природных вод с учетом ряда показателей качества исходной воды, однако о существовании формализованной методики решения этой задачи нам не известно. Более того, в действующих нормативных документах [154] указывается, что выбор схемы очистки воды решается в каждом конкретном случае отдельно с учетом опыта эксплуатации сооружений в схожих (аналогичных) условиях. Последнее утверждение, по сути, вносит определенный произвол в процесс проектирования очистных сооружений, существенно снижая вероятность принятия рационального, т.е. обоснованного решения. В этих условиях разработка рациональных методов обоснования технологии очистки природных вод, в частности, обоснования

включения в технологическую цепочку биологических методов очистки, представляется нам перспективной и своевременной задачей.

Таким образом, **целью данной работы** является изучение и анализ эффективности очистки высокоцветных маломутных северных вод с использованием биотехнологий, а также разработка рациональных методов обоснования включения в технологическую схему очистки природных вод биологических методов. Для достижения поставленной цели автором исследования сформулированы и решены следующие задачи:

- Выполнен анализ и дана оценка качества природных вод из поверхностных и подземных источников Карелии, артикулирована взаимосвязь между особенностями качества природных вод и путями интенсификации водоочистных процессов;

- Обобщен отечественный и зарубежный опыт использования биологических методов очистки природных вод для целей питьевого водоснабжения;

- Изучены закономерности обработки биологическими методами поверхностных вод с высоким содержанием трудноокисляемых относительно биорезистентных соединений гуминовых и фульвокислот в условиях медленного фильтрования и биосорбционного окисления;

- В рамках ферментативной теории Михаэлиса-Ментен предложена математическая модель процесса очистки высокоцветных природных вод из поверхностных источников, учитывающая явления насыщения и термолабильности ферментов, позволяющая осуществить оптимизацию и управление процессами очистки;

- Проведены исследования в области интенсификации биосорбционных процессов для возможности практического применения технологии биосорбционного окисления для очистки высокоцветных вод; обоснованы общие технические требования к биосорбционным префильтрам в качестве аппаратов предочистки высокоцветных вод;

- На основе концепции параметрического моделирования инженерных систем с привлечением методов теории нечеткого управления предложен метод построения поверхностей стоимости жизненного цикла водоочистных комплексов и тем самым разработано технико-экономическое обоснование включения в технологическую схему очистки природных вод биологических методов;

- Разработаны, спроектированы и реализованы в действующих образцах аппараты биологической предочистки высокоцветных маломутных природных вод.

Научная новизна работы заключается в теоретических и практических исследованиях, сущность которых состоит в следующем:

- На основе экспериментальных данных и математического моделирования обоснована возможность описания окислительных процессов, протекающих в верхнем биологически активном слое медленного фильтра и в загрузке биосорбционных аппаратов, в рамках теории ферментативных реакций (окисления органических загрязнений микроорганизмами-деструкторами);

- Выявлены аналогии в терминологическом и методологическом подходах к моделированию и расчету сооружений биологической очистки природных и сточных вод;

- Разработаны инженерные методы расчета сооружений биологической предочистки природных вод с целью снижения их цветности, обусловленной содержанием существенно биорезистентных соединений гуминовых и фульвокислот;

- Предложен метод технико-экономического обоснования строительства очистных сооружений на основе оценки стоимости жизненного цикла водоочистного комплекса в условиях предпроектной неполноты исходных данных;

- Обоснованы условия включения в состав технологических схем очистки высокоцветных природных вод аппаратов биологической предочистки.

Практическая значимость и реализация результатов работы.

- Методами идентификации математических моделей установлены значения отдельных коэффициентов и параметров в предложенных математических моделях расчета аппаратов биологической предочистки природных вод, что позволяет использовать разработанные модели в практике технологического проектирования;

- В рамках концепции редкообслуживаемых и малозатратных водоочистных устройств разработан специальный тип биосорбционных аппаратов для биологической предочистки высокоцветных природных вод на очистных сооружениях малой производительности – биосорбционный префильтр, совмещающий процессы сорбции загрязнений и их биологического окисления;

- Предложены теоретически обоснованные соотношения для определения критической скорости выноса из флюидизационного слоя биологически заряженных гранул сорбента, позволяющие обосновать подход к определению характерных размеров биосорбционных аппаратов, использующих в качестве интенсификации массообмена эффект флюидизации гранул загрузки;

- Реализован численный алгоритм построения поверхности стоимости жизненного цикла водоочистных комплексов как функции многих параметров в условиях параметрического моделирования;

- Предложены технологические схемы очистки природных и сточных вод на редкообслуживаемых и малозатратных установках малой производительности, включающих аппараты биологической очистки (предочистки).

1. ОСОБЕННОСТИ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД ИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ИСТОЧНИКОВ КАРЕЛИИ КАК ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ НАПРАВЛЕНИЯ ПУТЕЙ ИНТЕНСИФИКАЦИИ ВОДООЧИСТНЫХ ПРОЦЕССОВ

1.1. Характеристика водных объектов как источников питьевого водоснабжения

Ответственным этапом при проектировании систем водоснабжения и водоподготовки является выбор источника водоснабжения. Источник водоснабжения и его характеристики определяют выбор той или иной технологии водоподготовки, состав очистных сооружений и, как следствие, стоимость их строительства и эксплуатации. Источник водоснабжения должен не только обеспечивать бесперебойную подачу требуемых количеств воды потребителю с минимальными затратами, качество воды в нем должно максимально соответствовать требованиям потребителя или, если это невозможно, должно позволять достичь требуемого качества простыми и наименее затратными способами [1, 9, 31, 54].

Традиционно все природные водоисточники делят на две основные группы: поверхностные, к которым относятся реки, озера, и подземные, представленные грунтовыми, артезианскими и родниковыми водами. Качество воды этих двух различных источников значительно отличается друг от друга. Воды поверхностных источников могут характеризоваться высокими значениями мутности, цветности, значительным содержанием органических веществ, бактериальными загрязнениями, тогда как воды подземных источников, как правило, бесцветны, прозрачны, сильно минерализованы, обладают высокими санитарными качествами. Если при использовании поверхностных водоисточников могут стать проблемой высокая мутность, цветность, значительные колебания качества и количества воды в течение года, то содержание в подземных водах повышенных количеств тех или иных соединений (например, железа, марганца, радона)

может сделать их и вовсе непригодными для питьевого водоснабжения [55, 77, 85, 86].

Процедура выбора источника питьевого водоснабжения, а также предъявляемые к нему требования в Российской Федерации регламентируется межгосударственным стандартом ГОСТ 2761-84 «Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения» [50]. В соответствии с этим документом выделяется три класса водных объектов, пригодных в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения для каждой группы водоисточников (таблица 1.1).

Таблица 1.1. Классы водных объектов, используемые в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения

Наименование показателя	Показатели качества источника воды по классам		
	1	2	3
Подземные источники			
Максимальная мутность, мг/л	1.5	1.5	10
Максимальная цветность, градусы	20	20	50
Водородный показатель (рН)	6 – 9	6 – 9	6 – 9
Максимальная концентрация железа, мг/л	0.3	10	20
Максимальная концентрация марганца, мг/л	0.1	1	2
Максимальная концентрация сероводорода, мг/л	0	3	10
Максимальная концентрация фтора, мг/л	1.5 – 0.7*	1.5 – 0.7*	5
Максимальная перманганатная окисляемость, мгО/л	2	5	15
Максимальное число бактерий группы кишечных палочек (БКГП) в 1 л, шт.	3	100	1000
Поверхностные источники			
Максимальная мутность, мг/л	20	1500	10000
Максимальная цветность, градусы	35	120	200
Запах при 20°C и 60°C, баллы, не более	2	3	4
Водородный показатель (рН)	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
Максимальная концентрация железа, мг/л	1	3	5
Максимальная концентрация марганца, мг/л	0.1	1	2
Максимальное содержание фитопланктона, мг/л	1	5	50
Максимальная перманганатная окисляемость, мгО/л	7	15	20
Максимальное БПК _{полн} , мгО/л	3	5	7
Максимальное число лактозоположительных кишечных палочек (ЛКП) в 1 л воды, шт.	1000	10000	50000

* В зависимости от климатического района.

Качество воды подземных источников первого класса по всем показателям удовлетворяет требованиям [51], качество воды второго класса имеет отклонения по отдельным показателям, которые могут быть устранены аэрированием, фильтрованием и обеззараживанием, а для доведения качества воды третьего класса до требований [51] необходимо использовать перечисленные ранее методы, а также дополнительно фильтрование с предварительным отстаиванием, реагентную обработку и т. д.

Что касается поверхностных источников, то качество воды ни одного из классов не отвечает требованиям [51].

Для получения воды питьевого качества при использовании поверхностных водоисточников, согласно [50], необходимы следующие методы:

- Для источников первого класса – обеззараживание и фильтрование с коагулированием или без него;
- Для источников второго класса – коагулирование, фильтрование, отстаивание, обеззараживание, а при наличии фитопланктона – микрофильтрование;
- Для источников третьего класса – все вышеперечисленные методы, а также дополнительные ступени осветления, окислительные, сорбционные методы, более эффективные методы обеззараживания и т. д.

Выбор источника водоснабжения должен быть основан на анализах качества воды, гидрогеологических данных, санитарных характеристиках бассейна (для поверхностного источника) или водоносного горизонта и местности в районе водозабора (для подземного источника) и др. Если же существует возможность использования нескольких водоисточников, выбор необходимо осуществлять на основании технико-экономического сравнения вариантов схем обработки воды с учетом санитарной надежности источников.

1.2. Качество поверхностных источников водоснабжение республики Карелия

В настоящее время водоснабжение республики Карелии осуществляется в основном из поверхностных водоисточников, подземные воды используются в отдельных районах. Основными источниками водоснабжения являются озера Онежское, Среднее Куйто, Исо-Пюхярви, Паново, Пряжинское, Сямозеро, Ведлозеро, реки Суна, Муезерка, Лендерка. Во всех водоемах отмечается неудовлетворительное качество воды: высокая цветность (до 300 град), высокая перманганатная окисляемость (до 60 мгО/л), низкая щелочность, низкая температура. Кроме того, многие водоисточники являются приемниками сточных вод. Как отмечают специалисты Карельского Научного Центра, поверхностные водоисточники Карелии характеризуются высоким уровнем химического и микробиологического загрязнения, порядка 30 – 80% болезней в республике Карелия связано с употреблением некачественной питьевой воды [33, 34, 35]. Причем одной из основных проблем в республике в целом и в городе Петрозаводске в частности являются высокие значения цветности [33, 35], обусловленной наличием в ней гумусовых веществ.

По результатам наблюдений, проведенных центром гигиены и эпидемиологии в Республике Карелия в 1984 – 1995 г, высокая цветность воды Онежского озера приходилась на зимние и весенние месяцы этого периода, максимальная цветность наблюдалась в мае 1986 г и составляла 181 градусов. Для озера Исо-Пюхярви значение цветности составляет 113 градусов, высокой цветностью отличаются озера Пряжинское, Паново, р. Муезерка.

Исследователями Карельского Научного Центра РАН предложена классификация качества поверхностных вод Карелии [33, 34, 35], которой мы будем придерживаться в дальнейшем.

Согласно данной классификации, на территории Карелии имеют место 4 вида поверхностных водоисточников:

- Высокого качества. Воды наиболее крупных озер Карелии (большая часть Онежского озера, Сегозеро, Маслозеро, Елмозеро), а также

воды малых озер с замедленным водообменом, таких как Кончезеро, Лижмозеро, Кедрозеро.

- Хорошего качества. К этой группе относится большая часть бассейнов рек Суны, Янисъйоки, Тулемайоки, Лендерки, Свири, Ладожское озеро, Сямозеро, Ондозеро, озера Тулос, Янисъярви и др.

- Удовлетворительного качества. Данная группа представлена водными объектами с заболоченным водосбором (реки Шуя-Онежская, Видлица, центральная и южная части Выгозерского водохранилища), малыми озерами с атмосферным питанием (Лижменское, Каскеснаволоок, Лангозеро и т. д.), а также эвтрофными озерами, такими как Ведлозеро, Крошнозеро, Святозеро, Пряжинское.

- Низкого качества. Сюда относятся все водные объекты сильно заболоченных территорий (верховья реки Шуи-Онежской, бассейнов рек Верхнего Выга, Олонки, Тулоксы), небольшие озера, находящиеся на водоразделах рек и антропогенно закисленных (Чучъярви, Кивиярви и т. д.), высокоэвтрофные озера (Коткозеро, Пелозеро и др.).

На рисунке 1.1 приведена карта поверхностных вод Карелии с указанием качественной группы, к которой они относятся, составленная автором с учетом обобщения результатов исследований Карельского Научного Центра РАН.

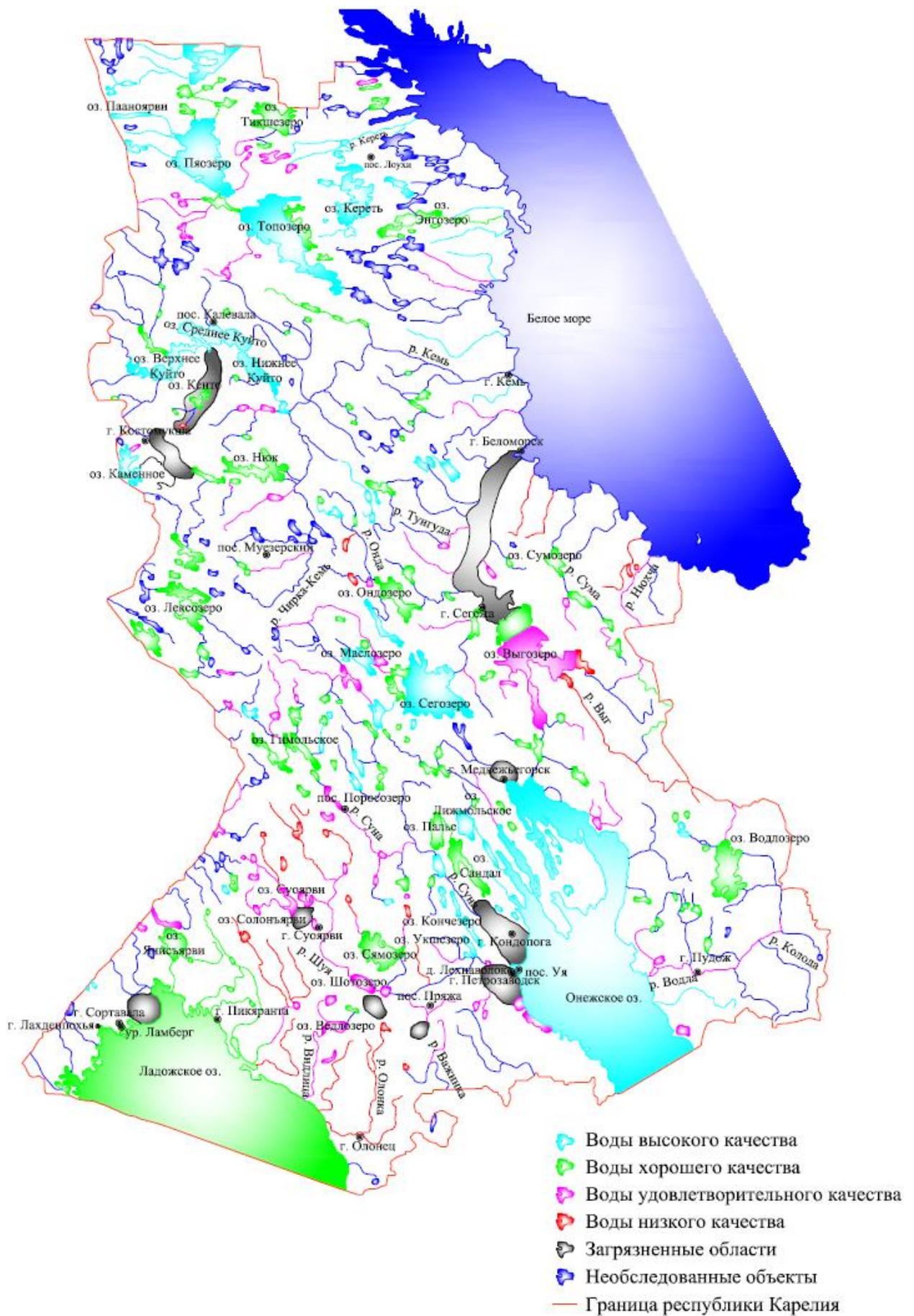


Рис. 1.1. Поверхностные водоисточники республики Карелия

Очевидно, что обеспеченность Карелии поверхностными водными ресурсами в целом достаточно высока и многими специалистами оценивается как превосходящая среднероссийские показатели, однако большая часть водоисточников относится к источникам с водой удовлетворительного качества, фактически не пригодных для целей питьевого водоснабжения.

Химический состав поверхностных вод Карелии формируется «в условиях труднорастворимых коренных пород Балтийского кристаллического щита, хорошо промытых четвертичных отложений и высокой заболоченности» [33]. Именно это обуславливает малую минерализацию и высокую гумусность поверхностных вод. На большей части территории Карелии (до 35%) поверхностные воды имеют мезогумусный характер. Цветность таких вод колеблется от 35 до 80 градусов, перманганатная окисляемость – от 8 до 15 мг/л. На 20 % территории распространены воды с высоким содержанием труднорастворимых органических веществ, их цветность находится в пределах 80 – 161 градусов, перманганатная окисляемость – 15 – 30 мг/л. Приблизительно такое же распространение имеют олигогумусные воды с цветностью до 35 градусов и перманганатной окисляемостью до 8 мг/л [33].

Гумусовые вещества, обуславливающие высокую цветность водоемов Карелии, представляют собой сложную смесь высокомолекулярных биохимически устойчивых соединений. Гуминовые кислоты, извлеченные из различных почв, имеют в своем составе 50 – 62% углерода, 2.8 – 6.9% водорода, 31 – 40% кислорода, 2 – 6% азота [4].

Традиционно выделяют несколько групп гумусовых веществ:

- Гуминовые кислоты – часть гуминовых веществ, образующаяся под влиянием живых организмов, содержащая циклические структуры и различные функциональные группы (гидроксильные, карбонильные, карбоксильные, аминогруппы и др.). Их молекулярная масса колеблется в широком интервале (от 500 до 200 000 и более). Гуминовые кислоты имеют темную окраску, растворяются в щелочных растворах, образуя осадок в виде

темных хлопьев, и не растворяются в кислых. Состав гуминовых кислот включает в себя 52 – 58% углерода, 3.3 – 4.8% водорода, 34 – 39% кислорода [85]. Водород карбоксильных групп, входящих в состав гуминовых кислот, способен замещаться катионами с образованием гуматов. С гидроокисями железа, содержащегося в поверхностных водах Карелии в достаточном количестве [33], гуминовые кислоты образуют комплексные соединения, дающие коллоидные растворы.

- Фульвокислоты – легкорастворимые органические соединения почвенного гумуса. Этот термин был введен С. Оденом в 1919 г и объединил в себе апокреновые и креновые кислоты. В отличие от гуминовых кислот фульвокислоты содержат меньшее количество углерода (45 – 48% [85]) и азота, но большее кислорода (43 – 48% [85]) и водорода (5.2 – 6% [85]). Фульвокислоты имеют желтую или красновато-желтую окраску. Хорошая растворимость фульвокислот по сравнению с гуминовыми кислотами обуславливает более высокое их распространение в поверхностных водах. Истинные растворы фульвокислот являются наименее окрашенными из всех растворов гумусовых веществ.

- Гумин – часть гуминовых кислот, практически нерастворимое и неизвлекаемое из природных тел органическое вещество.

Соли гуминовых и фульвокислот образуют с двух- и трехвалентными катионами нерастворимые в воде темноокрашенные соединения. Кроме того, гумусовые вещества способны образовывать комплексные органоминеральные соединения с железом, алюминием, медью и т.д.

Говоря вообще, гумус – аморфное темноокрашенное вещество биологического происхождения, образующееся в процессе гумификации (постмортального превращения органических остатков), происходящего в почве [131, 186], состоит из соединений, трудно разлагаемых микроорганизмами: лигнина, жиров, восков, углеводов, белковых компонентов [186].

На образование гумуса огромное влияние оказывают климатические и почвенные условия. Именно почва, из которой гумусовые вещества вымываются дождевыми и болотными водами, является основным источником поступления этих соединений в поверхностные водоисточники.

Почвы Карелии – бедные солями торфяные, болотные или подзолистые. Гумус подобных почв имеет специфические условия образования за счет таких факторов, как низкие температуры, бедная микрофлора, пониженная биохимическая активность [122].

Значительному выносу гумусовых веществ в поверхностные водоисточники Карелии способствует и заболоченность территории.

В поверхностных водах гумусовые вещества могут находиться в растворенном, взвешенном и коллоидном состояниях [36, 133, 134]. Соотношение между ними, как правило, определяется химическим составом воды, ее рН. Например, в кислых водах возможно существование свободных форм гуминовых и фульвокислот. В низкощелочных карельских водах гумусовые вещества в результате взаимодействия с двухвалентными ионами кальция и магния образуют нерастворимые соединения, что способствует еще большему увеличению цветности воды.

Таким образом, известные трудности при использовании поверхностных водоемов Карелии для целей питьевого водоснабжения создает высокая цветность, обусловленная наличием труднорастворимых гумусовых веществ. Очистка таких природных вод является сложной задачей, требующей значительных финансовых вложений.

1.3. Качество воды подземных источников республики Карелия

Подводя некоторый итог оценки качества поверхностных водоисточников республики Карелия еще раз подчеркнем, что воды поверхностных источников здесь не отличаются высоким качеством, доведение их до требований [51] традиционными методами является, как

правило, трудоемким и дорогостоящим, а потому зачастую практически невыполнимым процессом.

В этом контексте целесообразно рассмотреть вопрос о возможности использования для питьевого водоснабжения населения республики вод подземных источников.

Согласно исследованиям, проведенным сотрудниками Карельского научного центра [33, 34, 35], подземные воды Карелии в основном безнапорные, на локальных участках приобретают небольшой напор и лишь на юге Карелии распространены напорные водоносные горизонты. Уровень подземных вод невелик и находится в пределах 5 м, на возвышенных участках местности он повышается до 10 м, иногда достигает и 20 м. Основными источниками подземных вод Карелии являются четвертичные отложения, верхняя трещиноватая зона кристаллического массива и осадочный комплекс Русской платформы.

Сотрудники Карельского научного центра выделяют шесть основных типов подземных вод четвертичных отложений Карелии:

- Воды современных торфяно-болотных отложений. Болотные отложения очень развиты в регионе. Питание болотных вод осуществляется в основном за счет атмосферных осадков. Подземные воды, поступающие в болота из окружающих их водоносных горизонтов, также принимают участие в питании болотных вод, но в меньшей степени, чем атмосферные осадки. Болотные воды богаты органическими веществами, аммонийным азотом, характеризуются высокой цветностью. Разгружаются они, главным образом, в поверхностные водоемы, тем самым, ухудшая качество их вод.

- Воды морских отложений. Вдоль побережья Белого моря находится зона морских отложений, нижняя часть которых сложена мелкозернистыми песками. Средняя мощность этого горизонта составляет 1.2 – 1.5 м, он перекрыт глинами и суглинками мощностью до 10 – 15 м. Воды этого горизонта напорные, гидравлически связанные с нижележащими водоносными отложениями. Несмотря на невысокую водообильность этого

горизонта он имеет большое значение для малых населенных пунктов, расположенных в этом районе. В условиях плохого качества вод находящихся здесь поверхностных источников именно этот водоносный горизонт благодаря своему повсеместному распространению и неглубокому залеганию является источником питьевого водоснабжения для населения, даже несмотря на высокую степень минерализации вод.

- Воды озерно-ледниковых отложений. Эти воды достаточно широко распространены, как правило, располагаются на пониженных участках рельефа вдоль крупных озер и рек и характерны, например, для Повенецкого залива Онежского озера, западного побережья озера Сегозеро, бассейнов рек Шуи, Водлы, Воломы. Уровень залегания подземных вод составляет в основном 1.5 – 2 м, иногда может достигать 4 – 5 м. Эти воды используются для водоснабжения ряда населенных пунктов.

- Воды флювиогляциальных отложений. Флювиогляциальные отложения распространены на всей территории Карелии и представлены хорошо отмытыми, отсортированными, слоистыми песками различной зернистости. Мощность обводненной зоны отложений составляет, как правило, 3 – 10 м, иногда достигает 15 – 20 м и более. Уровень подземных вод колеблется от 0.5 м до 6 м, составляя в основном 1 – 3 м. Питание вод флювиогляциальных отложений происходит за счет атмосферных осадков, около 80% среднегодовой нормы осадков принимают участие в этом процессе. Дебит родников, расположенных в этой зоне, составляет 0.1 – 1 л/с, более 30 существующих родников имеют дебит, превышающий 1 л/с. Подземные воды флювиогляциальных отложений характеризуются незначительным содержанием органических веществ, невысокой (до 100 мг/л) минерализацией и насыщенностью кислородом. Сотрудники Карельского научного центра относят этот источник к наиболее перспективным для целей питьевого водоснабжения.

- Воды отложений островных ледниковых возвышенностей. Островные ледниковые возвышенности занимают большую площадь

территории Карелии, наиболее крупные из них располагаются у оз. Выгозеро, Сязозеро, Водлозеро. Они сложены преимущественно мелкозернистыми, иногда пылеватыми песками. Средняя мощность водоносных горизонтов составляет 10 – 15 м, иногда достигая 20 – 30 м. Однако водообильность пород неравномерная, дебит родников колеблется от 0.1 до 5 л/с, а удельный дебит скважин – от 0.1 до 0.2 л/с, хотя существуют и высокие водопритоки (например, удельный дебит скважины в п. Пряжа составляет 1.8 л/с, в Маньге – 4.9 л/с [33, 34, 35]). В ряде случаев эти отложения, так же как и флювиогляциальные, могут быть использованы для целей питьевого водоснабжения населенных пунктов.

- Воды межледниковых отложений. Межледниковые отложения находятся в пределах Онежско-Ладожского водораздела от Петрозаводской губы Онежского озера и западного склона Олонецкой возвышенности до оз. Ведлозеро. Эти отложения являются не достаточно изученными, скважинами они не опробованы, однако в этом районе зафиксировано 9 родников, 6 из которых имеют дебит от 1 до 5 л/с. Для родников этого горизонта характерно постоянство режима, дебита, химического состава, но при этом и повышенное содержание железа. Водоносной является также верхняя трещиноватая зона кристаллического массива, ее воды носят название трещинных. Мощность этой зоны составляет, как правило, 20 – 30 м, но иногда достигает 70 – 80 м. По результатам бурения скважин основные притоки подземных вод находятся на глубине до 50 м [33]. Удельный дебит скважин изменяется в широких пределах – от 0.001 л/с до 0.2 л/с. На территории этой зоны зафиксировано максимальное количество родников, дебит которых измеряется, в основном, в пределах 0.1 – 0.5 л/с, а для некоторых родников – 1 – 5 л/с. Несмотря на небольшой объем именно трещинные воды из всех источников подземных вод в настоящее время наиболее широко используются для водоснабжения, и именно эта зона оборудована максимальным количеством скважин.

- Воды осадочного комплекса Русской платформы, расположенной на крайнем юге и юго-востоке Карелии и представленной каменноугольными, девонскими и верхнепротерозойскими отложениями. На этой территории выделяют [33] два типа подземных вод на этой территории: воды каменноугольных и верхнедевонских отложений и воды верхнепротерозойских отложений.

Подземные воды первого типа всегда напорные, удельный дебит пробуренных в этих областях скважин колеблется от 0.05 до 7.5 л/с.

Воды второго типа представлены котлинским и гдовским горизонтами, достаточно широко распространенными на территории Карелии. Удельный дебит скважин котлинского горизонта достигает 0.5 л/с, гдовского – 0.5 – 2 л/с. В настоящее время воды котлинского горизонта используются для водоснабжения г. Олонца и других населенных пунктов Олонецкого района.

Таким образом, основная роль в формировании подземного стока принадлежит четвертичным отложениям, а именно флювиогляциальным и озерно-ледниковым. Согласно имеющимся данным значительные естественные ресурсы подземных вод имеют место на водосборах рек Приладожья, Шуи, Олонки, Важинки, Суны, Сумы. Прогнозируемая производительность водозаборов подземных вод в данных местностях составляет 200 – 300 м³/сут.

На большей части территории, где четвертичные отложения отсутствуют или не являются водоносными, распространены трещинные подземные воды. Расчетный дебит водозаборов в этих случаях невелик – 20 – 50 м³/сут, а глубина водозаборных скважин может достигать 75 м.

В целом ресурсы подземных вод Карелии оцениваются [33] как малоразведанные и малоосвоенные. Однако на 14 месторождениях пресных подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения запасы подземных вод разведаны и утверждены (таблица 1.2).

Таблица 1.2. Запасы подземных вод республики Карелия.

№п/п	Местоположение	Водоносный горизонт	Запасы воды, тыс. м ³ /сут	Качество воды
1	Г. Петрозаводск	Гдовский	10.7	
2	Г. Олонец	Котлинский	10.0	Соответствует СанПиН
3	Г. Суоярви	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	1.5	Пониженный показатель рН
4	Пос. Ужесельга Прионежского района	Нижнепротерозойский интрузивный	0.7	Сведения отсутствуют
5	Пос. Ладва Прионежского района	Нижнепротерозойский интрузивный	1.35	Сведения отсутствуют
6	Пос. Ведлозеро Пряжинского района	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	0.535	Сведения отсутствуют
7	Пос. Каменный Бор Сегежского района	Нижнепротерозойский	0.8	Сведения отсутствуют
8	Пгт. Мелиоративный	Карельский	1.7	Сведения отсутствуют
9	Пос. Тикша Беломорского района	Нижнепротерозойский	2.07	Сведения отсутствуют
10	Пос. Калевала, в районе урочища Керкиеш	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	2.0	Повышенное содержание железа
11	Пос. Поросозеро Суоярвского района	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	0.72	Соответствует СанПиН
12	Пгт. Кестеньга Лоухского района	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	1.116	Соответствует нормативным требованиям
13	Пос. Калевала, на берегу оз. Среднее Куйто	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	2.0	Повышенное содержание железа и марганца
14	Пос. Пряжа	Флювиогляциальный верхнечетвертичный	2.0	Соответствует СанПиН

Из 14 разведанных месторождений для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения используются только 3: Олонецкое (позиция 2 в таблице 1.2), Ведлозерское (позиция 6 в таблице 1.2) и Мелиоративненское (позиция 8 в таблице 1.2). В целом разведанные запасы подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения составляют 36.1 тыс. м³/сут [Водные ресурсы Карелии], 57% из них принадлежат Олонецкому месторождению.

В 2001 г количество использованных подземных вод для хозяйственно-питьевых и других нужд составляло 9.42 тыс. м³/сут или 1.3%

от общего водозабора республики за год. В основном водоснабжение с использованием подземных вод децентрализованное, водозаборы состоят, как правило, из одиночных скважин. Централизованное снабжение подземными водами производится только в г. Олонце.

Подземные воды всех месторождений пресные, преимущественно гидрокарбонатные, реже сульфатно-гидрокарбонатные, сульфатно-гидрокарбонатно-хлоридные или хлоридно-гидрокарбонатные. Большая часть ресурсов подземных вод в Карелии характеризуется повышенным содержанием железа. В источниках Марциальных вод концентрация железа достигает 116 мг/л при предельно допустимой концентрации 0.3 мг/л [148].

Концентрация марганца в подземных водах Карелии, в свою очередь, изменяется в достаточно широких пределах – от 0.001 до 6.3 мг/л. Подземные воды верхней гидро-геохимической зоны характеризуются низкими значениями pH и концентрации карбонатов. Как следствие, такие воды имеют высокие потенциальные возможности накопления марганца, в том числе и техногенного происхождения. И этот факт имеет место быть – в некоторых населенных пунктах Карелии в таких водах зафиксированы значения концентрации марганца более 100 мкг/л.

Что касается таких микроэлементов, как фтор, медь, йод, хром, цинк, кобальт, селен, никель и т. д., то их концентрации в подземных водах ничтожно малы, за исключением фтора – в районе Надвоицкого алюминиевого завода концентрация фтора в подземных водах достигает 12 мг/л.

При изучении подземных вод Карелии как источника водоснабжения особое внимание необходимо уделить радиоактивным элементам. Концентрация радия в подземных водах изменяется в пределах 3×10^{-13} – 8.2×10^{-12} г/л, концентрация радона – от единиц до тысяч Бк/л, например, в районе Пяльмы концентрация радона зафиксирована на уровне 2000 Бк/л, в районе Поросозера – 2800 Бк/л, в Муезерском районе – 3500 Бк/л, в г. Костомукша – 6000 Бк/л, а в Северном Приладожье – 9800 Бк/л [33].

Таким образом, в ряде случаев подземные воды Карелии могут быть использованы для питьевого водоснабжения (рис. 1.2), часть из них уже используется для этих целей.

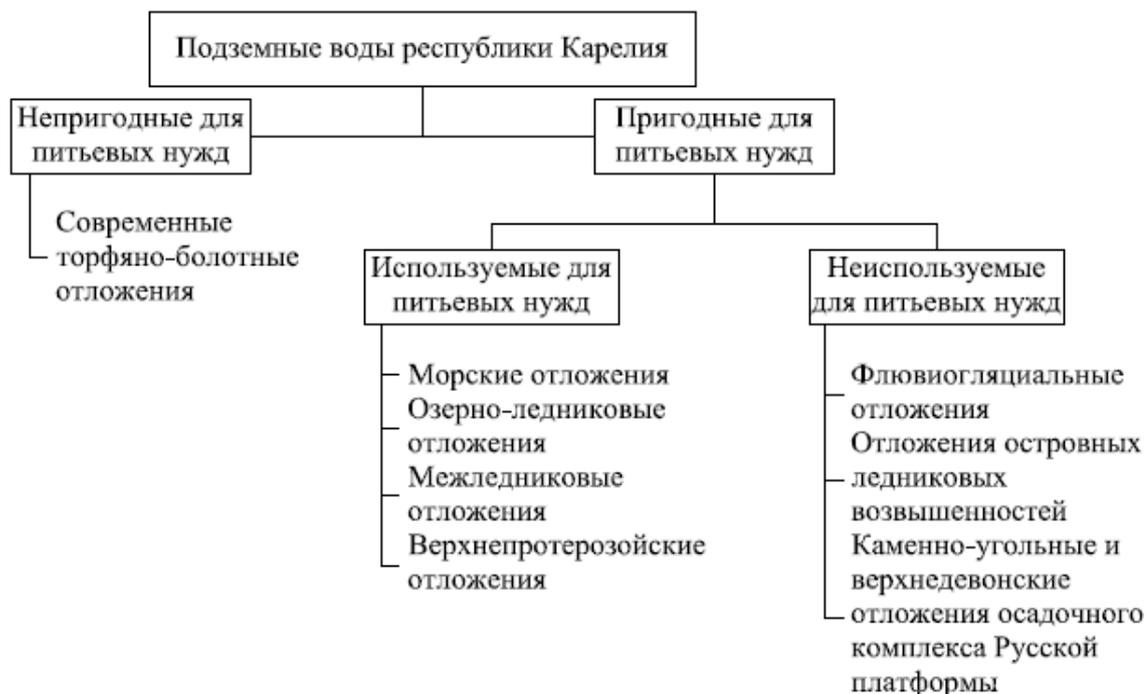


Рис. 1.2. Подземные воды Карелии как источник питьевого водоснабжения

Однако качественный и количественный состав подземных вод республики таков, что далеко не всегда он может удовлетворить питьевые нужды населения. Более того, в условиях преобладания трещинных подземных вод, определяющих низкий дебит водозабора и значительную глубину скважин, мезогумусные поверхностные природные воды становятся, по сути, безальтернативными источниками питьевого водоснабжения в республике.

1.4. Анализ состояния и перспектив развития систем водоснабжения малых и средних населенных пунктов

Результаты проведенного нами анализа состояния водоисточников некоторых населенных пунктов республики Карелия, а также водопроводных очистных сооружений в них представлены в таблице 1.3.

Комментируя данные таблицы 1.3, отметим следующее. Ранее при проектировании ныне действующих на территории Карелии очистных сооружений предполагалось, что высокоцвентные маломутные низкощелочные природные воды могут быть очищены до требований действующих нормативных документов с помощью реагентных методов очистки с подщелачиванием, фильтрованием и последующим обеззараживанием. Однако обязательная для таких технологических схем реагентная обработка проводится только на водопроводных очистных сооружениях г. Петрозаводска и Костомукши, во многих других населенных пунктах (г. Беломорск, пос. Калевала, г. Кондопога и т.д.) проводится только механическая очистка питьевой воды. Разумеется, в подобных условиях значение водопроводных очистных сооружений как сооружений выполняющих барьерную функцию в известной степени девальвируется.

Впрочем, как показал опыт эксплуатации очистных сооружений (в частности, в г. Петрозаводске), и одноступенные системы очистки с предварительной реагентной обработкой воды в принципе не способны обеспечить на выходе отвечающую требованиям нормативных документов по показателю цветности воду.

Отметим попутно, что водопроводные очистные сооружения вообще отсутствуют в г. Суоярви, Сортавала, Медвежьегорск, во многих крупных поселках и практически во всех малых населенных пунктах.

Таблица 1.3 (начало). Поверхностные водоисточники республики Карелия

Наименование населенного пункта, источника водоснабжения	Общие сведения, наличие альтернативы существующему водоисточнику	Качество воды в водоисточнике	Состояние ВОС, необходимые методы для подготовки воды альтернативного водоисточника
1	2	3	4
<p>Поселок Калевала Калевальского района, озеро Среднее Куйто</p>	<p>Численность населения 5,3 тыс. чел. (на 01.01.1996). Водозабор русловой (100 м от берега). Водопроводная сеть тупиковая протяженностью 3.6 км, состояние удовлетворительное. 25% населения пользуются водой из водопроводной сети, 5% - из водоразборных колонок, остальные – привозной водой из р. Норвийоки. Водопотребность на 1998 г – 900 м³/сут. Озеро является приемником сточных вод Костомукшского горно-обогатительного комбината, воинской части, расположенной недалеко от водозабора (основной водопотребитель), сточные воды которой практически не очищаются. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды фливиогляциальных отложений в районе урочища Керкиеш (прогнозируемое количество подземных вод – 600 – 900 м³/сут), подземные воды в 200 м от оз. Среднее Куйто (прогнозируемая производительность – 1500 м³/сут).</p>	<p>Воды поверхностного водоисточника маломинерализованы. Сумма ионов составляет 19.6 мг/л. Максимальная жесткость – 0.25 ммоль/л. Цветность – 40 – 50 градусов. Перманганатная окисляемость – 8.1 – 9.6 мг/л. В зимний период времени отмечается локальное загрязнение водоисточника бытовыми сточными водами. Подземные воды в районе урочища Керкиеш слабоминерализованы. Содержание кислорода – 1.6 мг/л, железа (FeII) – 1.7 – 1.8 мг/л, марганца – в пределах нормы. Подземные воды в 200 м от оз. Среднее Куйто характеризуются повышенным содержанием железа (2 – 2.5 мг/л) и марганца (0.3 – 0.7 мг/л).</p>	<p>Водопроводные очистные сооружения представлены двумя установками «Струя» суммарной производительностью 800 м³/сут. Для подготовки подземных вод необходимо обезжелезивание, а при использовании источника у оз. Среднее Куйто – удаление марганца.</p>

Таблица 1.3 (продолжение)

1	2	3	4
<p>Город Суоярви Суоярвского района, оз. Исо-Пюхьярви (бассейн реки Пюхьяйоки).</p>	<p>Численность населения 1710 чел. Водозабор береговой. Водопроводная сеть тупиковая протяженностью 17 км. Водопроводом пользуется около 68% населения. Общий водозабор на 1998 г составил 2685 м³/сут, из них 2171 м³/сут на коммунально-бытовые нужды, 140 – на производственные и прочие, 345 – потери в сети. Перспективная (до 2010 г) водопотребность города составляет 1500 м³/сут. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды фливиогляциальных отложений в районе оз. Ваганлампи (прогнозируемая производительность – 1000 м³/сут).</p>	<p>Минерализация воды поверхностного водоисточника составляет 17 мг/л, жесткость – 0.3 ммоль/л, рН – 6.0 – 6.8, цветность 113 градусов (данные 1992-1996 г), перманганатная окисляемость 16.6 мг/л. Подземные воды слабоминерализованные (0.03 г/л), сульфатно-кальциевые, слабокислые, рН<6, в остальном соответствуют [148].</p>	<p>Вода поверхностного водоисточника не очищается, но хлорируется. Подземные воды требуют подщелачивания.</p>
<p>Поселок Лоухи, оз. Паново</p>	<p>Численность населения 6.6 тыс. чел (01.01.1995 г). Водопроводная сеть кольцевая протяженностью 21 км, состояние плохое. Водозабор русловой (30-35 м). Водопроводом пользуется 50% населения, 40% - водоразборными колонками, 8% - скважинами и колодцами, 2% - привозной водой. В 1998 г водозабор составлял 1630 м³/сут, из них 1104 м³/сут на коммунально-бытовые нужды, 244 – утечки, 288 – производственные и другие потребности. Озеро Паново является приемником дренажных и сточных вод. Сбрасываемые сточные воды не очищаются. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды фливиогляциальных отложений в районе оз. Боярского (прогнозируемая производительность – 1500 м³/сут).</p>	<p>Качество природной воды поверхностного водоисточника не соответствует нормам по цветности и содержанию железа. Подземные воды слабоминерализованные (0.06 мг/л), гидрокарбонатно-кальциевые, насыщенные кислородом (7 – 8 мг/л), содержат органические вещества в количестве 1.1 – 1.3 мг/л.</p>	<p>Водопроводные очистные сооружения отсутствуют, вода поверхностного источника хлорируется. Для использования подземных вод для хозяйственно-питьевых нужд необходимо удаление органических веществ.</p>

Таблица 1.3 (продолжение)

1	2	3	4
<p>Пос. Пряжа, оз. Пряжинское</p>	<p>До 2006 г необходимое количество воды составляло 700 м³/сут, прогнозируемое водопотребление к 2010 г – 2000 м³/сут. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды водно-ледниковых отложений у оз. Пряжинского (прогнозируемая производительность – 2500 м³/сут).</p>	<p>Для воды поверхностного водоисточника характерны высокая цветность, повышенные концентрации органических веществ, железа и марганца. Подземные воды слабоминерализованные (0.05 г/л), гидрокарбонатно-кальциевые, отвечают требованиям [148].</p>	<p>Об очистке воды поверхностного источника нет сведений. Для подготовки подземных вод не требуется применение особых методов.</p>
<p>Пос. Поросозеро, река Суна, скважины</p>	<p>На 2006 г водопотребление поселка составляло 620 м³/сут, планируемое водопотребление на 2010 г составляет 720 м³/сут. Водоснабжение поселка осуществляется не только из поверхностного водоисточника – р. Суны, но и из 4-х скважин общей производительностью 181 м³/сут. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды фливиогляциальных отложений на левом берегу р. Суны (прогнозируемая производительность – 500 м³/сут).</p>	<p>Для вод поверхностного водоисточника характерно повышенное содержание железа, марганца, высокая (более 50 градусов) цветность. Подземные воды существующих скважин отличаются повышенным содержанием железа (до 20 мг/л), радона (до 2000 Бк/л), наличием в воде патогенных микроорганизмов. Подземные воды альтернативного водоисточника слабоминерализованные (0.02 г/л), гидрокарбонатно-кальциевые, содержат органические вещества в количестве 1.5 мг/л, соответствуют требованиям [148].</p>	<p>Об очистке воды поверхностного источника и существующих подземных источников нет сведений. Для подготовки подземных вод альтернативного источника не требуется применение особых методов.</p>

Таблица 1.3 (окончание)

1	2	3	4
<p>Поселок Муезерский, река Муезерка.</p>	<p>Численность населения 4.6 тыс. чел. (01.01.1995). Протяженность водопроводной сети 12 км, изношенность 60%. Водопотребность на 1998 г составила 362 м³/сут. Альтернативный источник водоснабжения – подземные воды четвертичных отложений в северной части поселка (прогнозируемая производительность – 600 м³/сут).</p>	<p>Минерализация воды поверхностного источника менее 20 мг/л, цветность – 60 – 90 градусов, перманганатная окисляемость – 9.8 – 12.5 мг/л, мутность – 2.1 мг/л, рН в среднем составляет 6.36. Среднее содержание железа в месте водозабора составляет 0.42 мг/л. Подземные воды слабоминерализованные (менее 0.1 г/л), содержат железо в количестве менее 0.1 г/л.</p>	<p>Вода не очищается, хлорируется (часто недостаточно). Для очистки подземных вод не требуются применение особых методов очистки.</p>

1.5. Анализ методов обработки природных вод поверхностных и подземных источников для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения в условиях республики Карелия

1.5.1. Традиционные технологические схемы обработки высокоцветных маломутных природных вод

Таким образом, основная особенность поверхностных источников водоснабжения республики Карелия заключается в содержании в воде большого количества гумусовых веществ, которые в условиях низкой щелочности образуют нерастворимые соединения, обуславливающие высокую цветность и окисляемость воды.

Для обесцвечивания природных вод могут быть использованы различные методы. В первом приближении их можно разделить на три группы: реагентные, безреагентные, биологические. Первые две группы методов и порождаемые ими технологические схемы очистки часто объединяются в специальной литературе общим названием – традиционные [30, 37, 38, 70, 103].

К реагентным методам относят коагуляцию и флокуляцию с последующим отстаиванием, фильтрованием или флотацией, электрокоагуляцию, хлорирование.

К безреагентным – совокупность методов, включающих в себя следующие процессы: сорбцию, ионный обмен, озонирование, мембранную сепарацию, очистку на фильтрах с плавающей загрузкой, безреагентное фильтрование.

Биологическая очистка обычно осуществляется на аэрируемых биофильтрах, бioreакторах. Биологические процессы также протекают в условиях медленного фильтрования на верхней (активной) части загрузки и в некоторых комбинированных устройствах.

Безреагентные схемы (рис. 1.3), как правило, применяются для очистки небольших объемов (5 – 10 тыс. м³) маломутных (до 30 мг/л)

малоцветных (до 50 градусов) вод [102, 123]. Максимальный эффект очистки по мутности в этом случае может достигать 95%, по цветности – 60 % [154], таким образом, очищенная вода удовлетворяет требованиям [148]. В условиях республики Карелия безреагентные схемы обычно используются для подготовки воды из подземных источников, поскольку цветность в озерах и реках практически всегда превосходит рекомендуемые 50 градусов.

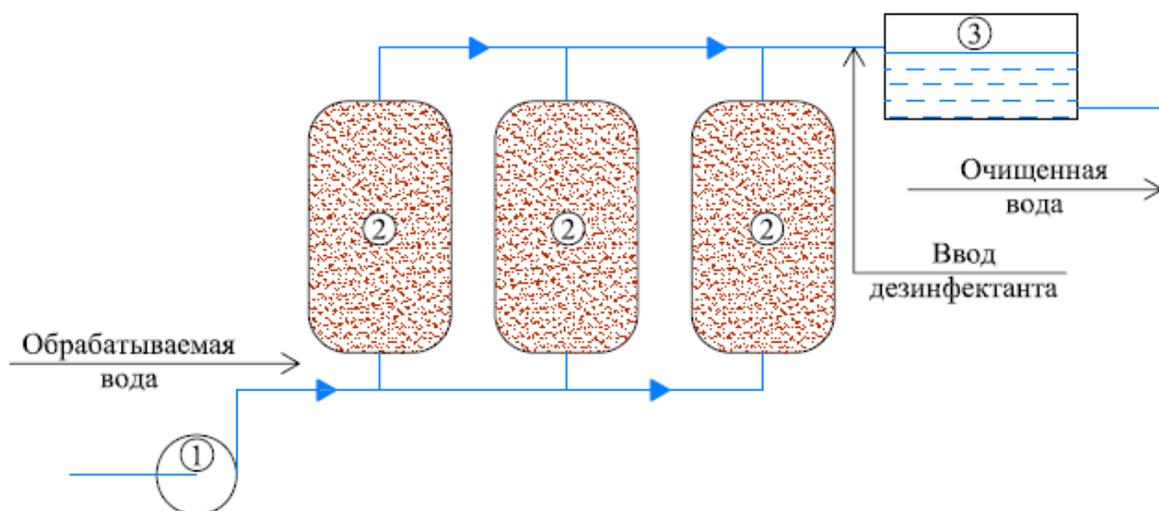


Рис. 1.3. Схема очистки природных вод с напорными фильтрами:
1 – насосная станция, 2 – напорный фильтр, 3 – резервуар чистой воды

Цветные (до 120 градусов) воды средней мутности (до 120 мг/л) достаточно эффективно можно очищать на контактных осветлителях [177, 178] с применением коагуляции (рис. 1.4), эффект очистки при этом достигает 98% по мутности и до 83% по цветности [154].

Контактные осветлители, на наш взгляд, были бы особенно эффективны для очистки высокоцветных карельских вод, где из-за низких температур воды коагуляция в свободном объеме протекает, как правило, неудовлетворительно. Однако схемы с контактными осветлителями по ряду причин не получили широкого распространения в республике.

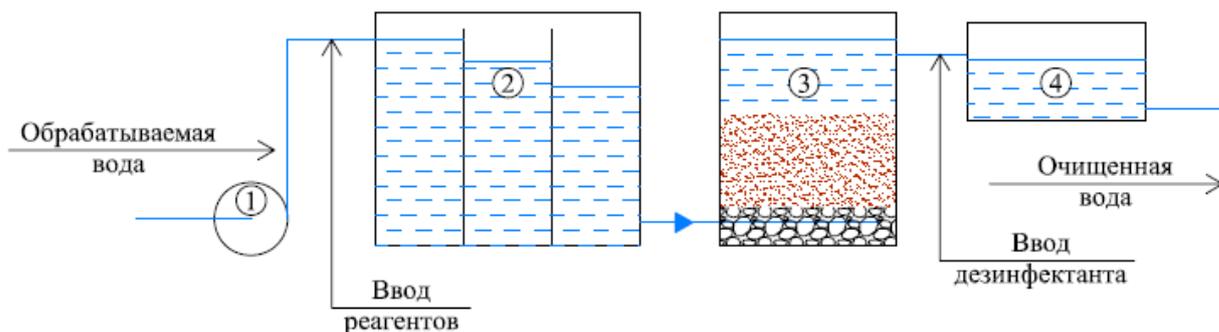


Рис. 1.4. Реагентная схема обработки природных вод на контактных осветлителях:
 1 – насосная станция, 2 – смеситель, 3 – контактный осветлитель, 4 – резервуар чистой воды

Небольшие объемы (5 – 10 тыс. м³) высокоцветных (до 250 градусов) вод, характеризующихся средними показателями мутности (до 250 мг/л), можно очистить до требуемого качества последовательной обработкой воды во флотаторе и последующим скорым фильтрованием (рис. 1.5). Подобные схемы применяются для водоподготовки в Финляндии.

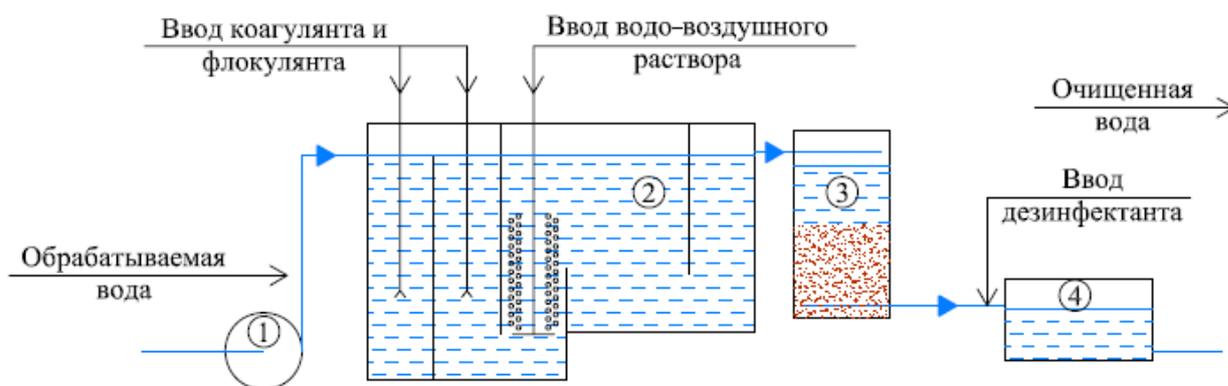


Рис. 1.5. Двухступенчатая схема водоподготовки с флотаторами и скорыми фильтрами:
 1 – насосная станция, 2 – флотатор, 3 – скорый фильтр, 4 – резервуар чистой воды

В г. Архангельске для очистки высокоцветных вод успешно применяется двухступенчатое фильтрование: обработанная коагулянтной водой подается на первую ступень фильтров большой грязеемкости с восходящим движением воды, а затем проходит доочистку на скорых фильтрах второй ступени [4].

В Петрозаводске настоящее время реализуется двухступенчатая схема очистки с контактными префильтрами на первой ступени и скорыми фильтрами на второй.

В [70] предложена схема «идеальной» очистки цветных маломутных вод с повышенной перманганатной окисляемостью, к которым, согласно классификации, приведенной здесь же, относятся природные воды республики Карелия из поверхностных источниках:

- Первичное озонирование;
- Коагуляция и флокуляция;
- Флотация с применением реагентов;
- Реагентное скорое фильтрование;
- Вторичное озонирование;
- Сорбционная доочистка в стационарном слое адсорбента;
- Хлорирование.

Несмотря на кажущееся многообразие вариантов очистки высокоцветных маломутных вод, все традиционные реагентные технологии водоподготовки в условиях республики недостаточно эффективны по целому ряду причин.

Во-первых, в качестве коагулянта в реагентных схемах, как правило, используется очищенный сернокислый алюминий. В условиях Карелии этот способ обработки воды оказывается недостаточно эффективным. Это связано, прежде всего, со свойствами природных вод. Как было указано выше, природные воды Карелии содержат устойчивые органические комплексы, коллоидные примеси, характеризуются недостаточным щелочным резервом, длительным периодом низких температур. В этих условиях коагуляция протекает неудовлетворительно [7, 70, 72, 76, 104], требует дополнительного подщелачивания. Образующиеся хлопья рыхлые и плохо оседают, а в зимний период времени процессы хлопьеобразования и осаждения замедляются. Все это ведет к перерасходу реагентов, повышению гидравлической нагрузки на очистные сооружения, увеличению

концентрации остаточного алюминия в обработанной воде, т. к. гуминовые и фульвокислоты устойчивы по отношению к электролитам из-за высокой гидрофильности.

Во-вторых, при первичном хлорировании воды, значительно способствующем разрушению коллоидных соединений органических веществ, обуславливающих цветность воды, в том числе и гумусовых веществ, образуется значительное количество хлороформа и других хлорорганических веществ [70, 74, 157], которые зачастую не задерживаются на традиционных очистных сооружениях.

В-третьих, при применении зернистых фильтров затраты на обработку осадков от их регенерации значительно удорожают процесс подготовки питьевой воды [171].

Наконец, в-четвертых, в современных условиях имеют место высокие антропогенные нагрузки на водоемы, в связи с этим барьерная роль зернистых фильтров часто оказывается недостаточной при реагентной обработке природных вод.

1.5.2. Новые технологии обесцвечивания высокоцветных вод из природных источников

Подводя итог обзору традиционных методов обесцвечивания природных вод, в целом можно согласиться с утверждением Вдовина Ю. И. [24, 25], полагающего, что ориентация на традиционные схемы подготовки питьевой воды на Севере является нецелесообразной, т. к. большинство из них в этих условиях оказываются непригодными.

Поэтому обратимся к относительно новым идеям в области обесцвечивания природных вод.

Эффективным способом для удаления цветности, обусловленной наличием гумусовых веществ, как показано рядом авторов [18, 29, 59, 121], является электрокоагуляция. При воздействии электрического поля на протяжении всего процесса очистки воды отмечается повышение удельного

содержания твердого вещества в единице объема коагулянта (причем, для хлорного железа в большей степени, чем для сернокислого алюминия). Положительный эффект дает также и модификация загрузки зернистых фильтров в электрическом поле. В первом случае эффект очистки повышается на 25 – 30%, во втором – на 50% [176]. Однако этот способ водоподготовки малоэффективен при очистке мутных вод (более 0.5 – 1 г/л), требует значительных затрат энергии, что невыгодно в условиях энергетического кризиса. Именно энергоемкость метода препятствует его широкому распространению.

В 90-х годах XX в. Лабораторией технологии и оборудования очистки природных вод ВНИИ ВОДГЕО для высокоцветных вод (до 300 градусов) ряда регионов были разработаны методы озонирования с последующей сорбцией на активных углях [63].

При взаимодействии гумусовых кислот с озоном боковые цепочки и метоксильные группы окисляются до углекислого газа и карбоксильных групп [2, 88]. Молекулы гумусовых веществ разрываются, образуются более простые и менее окрашенные соединения апокреновых, креновых, а затем субкреновых кислот. При этом снижается цветность воды и незначительно перманганатная окисляемость, устраняются запахи и привкусы воды [89, 106, 130]. При такой схеме водоподготовки исключается трудоемкий процесс утилизации осадков, образующихся при реагентной обработке.

Крайне удачной в условиях малой мутности и высокой гумусности поверхностных вод республики при малых (до 30-40 м³/сутки) производительностях является указанная схема. При цветности 70-80 градусов потребная доза озона для обесцвечивания воды до нормативных показателей не превышает 10 мгО₃/л [117]. Подобные технологические схемы в различных вариациях были использованы нами для подготовки питьевой воды индивидуальных жилых домов, спортивных и туристических комплексов и зарекомендовали себя как надежные и экономичные.

Для извлечения из природных вод растворенных веществ органического происхождения эффективной является и сорбция на различных природных и искусственных материалах: активированных углях, золе, коксовой мелочи, торфе, силико- и алюмогелях, активных глинах и т.д. [47, 57, 82, 87, 99].

Однако и эти, сравнительно новые методы в технологии обесцвечивания воды требуют дорогостоящих реагентов и оборудования, термическая регенерация активированного угля сопряжена с большими энергетическими затратами и потерей сорбента [126, 150, 151], реагентная обработка воды приводит к увеличению образующихся осадков. Поэтому в последнее время все большее внимание исследователей привлекают возможности биологических методов очистки воды природных вод как самостоятельных процессов водоподготовки [3, 68, 95, 96, 119], а также как вспомогательных [15, 69, 93, 98], позволяющих снизить нагрузку на основные, и за счет этого, минимизировать ресурсо- и энергоемкость технологии очистки воды в целом.

1.5.3. Опыт применения биотехнологий для обработки природных вод

Наиболее простыми, имеющими двухсотлетнюю историю сооружениями для биологической очистки воды являются медленные фильтры, в которых протекает процесс пленочного фильтрования [5, 127].

На мелкозернистой фильтрующей загрузке медленного фильтра задерживаются наиболее крупные загрязнения, которые, заклиниваясь в порах, сужают их сечение. Благодаря этому в порах загрузки задерживаются все более и более мелкие загрязнения, коллоиды и бактерии. Таким образом, на поверхности загрузки фильтра образуется тонкая фильтрующая пленка [85, 127, 177].

Задержанные пленкой бактерии и органические вещества обуславливают возникновение в ней биологических процессов, в том числе и развитие низших микроорганизмов, поглощающих бактерии. Зерна песка

обрастают студенистой массой, которая является хорошим сорбентом. С течением времени биологические процессы начинают захватывать более глубокие слои фильтра.

В результате биологических процессов при медленном фильтровании до 99% бактерий задерживается пленкой и погибает. При небольшой скорости фильтрования и малых размерах пор 90 – 95% взвешенных веществ задерживается в верхних слоях фильтра (2 – 3 см).

В СССР были разработаны типовые проекты медленных фильтров производительностью 5 – 50 м³/сут, 3 – 15 м³/сут, 800 – 3200 м³/сут [167, 168, 169, 170]. Впоследствии типовые проекты медленных фильтров были фактически изъяты из обращения, а сама технология незаслуженно забыта. За рубежом, тем не менее, медленные фильтры применяются для очистки природных вод в Финляндии, Германии, Лондоне, Индии, Тайланде, Камеруне, Перу и т.д. В Карелии технология медленного фильтрования была успешно реанимирована Р.Р. Аюкаевым [6]: медленные фильтры применяются для водоподготовки в Резиденции Президента России «Шуйская Чура» (цветность до 50 градусов), гостиничном комплексе «Русский Север» (цветность до 40 – 60 градусов), курорте «Марциальные воды» и т.д.

В последнее время для предочистки природных вод было предложено применение управляемых гидробиоценозов, действие которых основано на том, что гидробионты осуществляют процессы минерализации органических веществ, биоседиментации и осветления воды, биологической детоксикации [69, 70].

Для закрепления микроорганизмов обычно применяют биореакторы с насадками для иммобилизованной микрофлоры. Благодаря иммобилизации создаются условия, способствующие задержанию и росту микроорганизмов-деструкторов трудноокисляемых органических соединений, неспособных развиваться в сооружениях со свободно плавающей биомассой.

Состав обрастаний на насадке для иммобилизованной микрофлоры включает в себя бактерии, простейшие, водоросли и беспозвоночные. Предложенные М. Г. Журбой биореакторы могут быть установлены в оголовке руслового водозабора, приемном отделении насосной станции первого подъема [69]. Перспективным является совмещение работы биореактора и фильтров (с плавающей загрузкой, контактных осветительных фильтров).

По результатам исследования возможностей биологической предочистки воды реки Днепр, проводимой в ИКХХВ (г. Киев), было установлено, что эффективность очистки воды на второй неделе работы биореактора составила:

- По взвешенным веществам 98,8%;
- По цветности 66,7%;
- По БПК 93,3%;
- По ХПК 95,9%;
- По азоту нитритов, нитратов и аммонийному 100%;
- По коли-индексу 99,7%.

При очистке воды реки Днестр технология биологической предочистки также оказалась эффективной в течение всего года [69, 70]. Существенно для данной работы то, что достаточно высокий эффект очистки эта схема продемонстрировала по показателю цветности.

Дальнейшее изучение возможностей биотехнологии в области питьевого водоснабжения привела к открытию чрезвычайно эффективного метода обработки воды, так называемой, биосорбции – метода, совмещающего процессы сорбции загрязнений и их биологического окисления [181, 182, 183, 184]. Сущность метода можно кратко представить в виде следующей совокупности биологических и физических процессов, протекающих в едином биосорбционном реакторе:

- Адсорбция загрязнений воды в микропористой структуре сорбционного материала;

- Биологическое разложение адсорбированных, в том числе и трудноразлагаемых, соединений микроорганизмами, иммобилизованными на сорбенте;

- Десорбция соединений на поверхность частиц сорбента;

- Биологическое окисление соединений микроорганизмами биопленки, образующейся на поверхности частиц сорбента.

В 1980 г во ВНИИ ВОДГЕО впервые в мире были проведены исследования по применению биосорбции на активированном угле для глубокой доочистки биологически очищенных сточных вод от трудноокисляемых органических веществ. В результате проведенных исследований было установлено следующее:

- Наличие микроорганизмов активного ила в системе с активированным углем способствует биологической регенерации активированного угля, более стабильной работе сооружения. При непрерывной биологической регенерации активированного угля в биосорбере исчезает необходимость его периодической замены или пополнения;

- В результате сорбции на угле и биологического окисления сорбированных веществ происходит снижение цветности обрабатываемой воды на 30 – 40%;

- Эффективность доочистки воды на биосорбере составила 40 – 70% по ХПК, 85 – 95% по БПК_{полн}.

Применение биосорберов позволяет уменьшить количество природных и антропогенных (нефтепродуктов, СПАВ, хлорорганических и фосфорорганических) загрязнений. В работе Пушкинова М. Ю. (г. Москва, 2000 г) была показана эффективность использования процесса биосорбции на активированном угле для обесцвечивания вод, цветность которых обусловлена наличием искусственного красителя [140]. В результате проведения исследований на полупромышленной биосорбционной установке

на модельных пробах воды было установлено, что уменьшение цветности в среднем составляет около 87% [140].

Исследования возможностей биологической предочистки природных вод в биореакторе с иммобилизованной микрофлорой и с последующей реагентной очисткой на контактных осветлительных и осветлительно-сорбционных фильтрах были проведены в 1999 г Орловым М. В. (г. Вологда) [132]. В результате удалось добиться улучшения качества воды на 60 – 63% по цветности, 30 – 50% по перманганатной окисляемости. В качестве загрузки биореактора использовались полиэтиленовые, полипропиленовые и капроновые волокна.

Информация о возможности использования биологических методов очистки высокоцветных вод имеется в [70]. В частности, для очистки маломутных (до 20 мг/л) вод с показателями цветности от 20 до 200 градусов и перманганатной окисляемости от 6 до 25 мг/л, постоянно или временно (до 3-х месяцев в году) содержащих мелкодисперсные примеси, была успешно апробирована реагентная схема с биореактором, последующим скорым фильтрованием и использованием порошкообразного или гранулированного активированного угля (рис. 1.6).

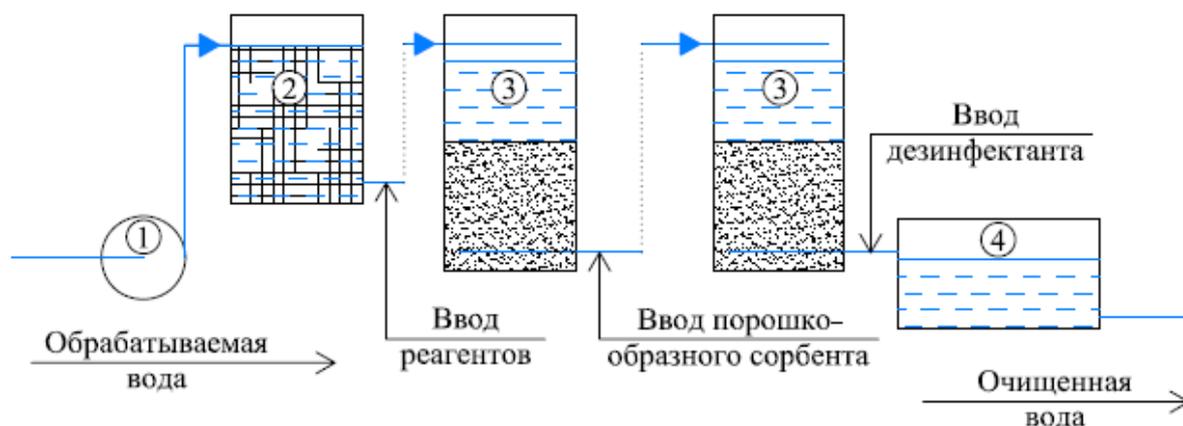


Рис. 1.6. Схема биологической очистки маломутных высокоцветных природных вод:

1 – насосная станция, 2 – биореактор, 3 – скорый фильтр, 4 – резервуар чистой воды

1.6. Пути интенсификации водоочистных процессов для очистки природных вод республики Карелия

В настоящее время в республике Карелия остро стоит проблема водоснабжения средних и малых населенных пунктов качественной питьевой водой [33, 78]. Большая часть населения республики для хозяйственно-питьевых целей использует воду поверхностных водоисточников, не соответствующую ряду требований, предъявляемых к ней нормативными документами. Основной проблемой является повышенное содержание трудноокисляемых органических веществ, представленных комплексными соединениями гуминовых и фульвокислот, содержащими в своем составе железо.

Подземные источники водоснабжения отличаются лучшим качеством воды по санитарно-токсикологическим и органолептическим показателям, однако запас разведанных источников подземных вод в республике Карелия не достаточно велик и может быть использован для водоснабжения лишь некоторых населенных пунктов. А подземные воды большинства известных водоисточников характеризуются повышенным содержанием железа, марганца, а иногда и радона.

Таким образом, для устройства систем водоснабжения малых и средних населенных пунктов республики Карелия и обеспечения населения питьевой водой надлежащего качества необходимо устройство таких систем водоподготовки, которые обеспечивали бы удаление из природных вод поверхностных водоисточников значительное количество гумусовых веществ, обуславливающих их высокую цветность, а из вод подземных водоисточников – железо, содержащееся порой в достаточно больших концентрациях.

Как показал литературный обзор, традиционные методы очистки указанных классов природных вод дороги и малоэффективны в условиях севера [90, 110, 113, 128], где процессы очистки осложняются дестабилизирующими факторами, в числе которых длительные периоды

низких температур, возрастающие антропогенные нагрузки, а непосредственно в условиях Карелии – присутствие в воде значительного количества соединений гумусовых веществ и железа [83, 147, 174].

В настоящее время улучшение качества питьевой воды, как в России, так и за рубежом, осуществляется при помощи применения дополнительных методов очистки воды: озонирования [28, 111, 129], сорбции, ионного обмена [42, 91, 160, 161], мембранной сепарации [79, 109, 100, 112, 135, 136, 137, 138]. Однако все перечисленные методы обработки воды требуют дорогостоящих реагентов и оборудования, термическая регенерация активированного угля сопряжена с большими энергетическими затратами и потерей сорбента, реагентная обработка воды приводит к увеличению образующихся осадков [8, 26, 118].

В этой связи особый интерес представляют относительно малозатратные биологические методы очистки питьевой воды [93, 98, 163]. Исследования, проведенные М.Р. Журбой [69, 70], по использованию биореакторов с насадками для иммобилизованной микрофлоры для удаления из воды трудноокисляемых органических соединений, работы Швецова В. Н [180, 181, 182], по изучению эффективности использования процесса биосорбции на активированном угле для обесцвечивания природных вод, опыт фирмы Дегремон в создании аппаратов для биологического обезжелезивания и демарганизации подземных природных вод [166] позволяют с уверенностью говорить о перспективности технологии.

С другой стороны, сообщения о применении биотехнологий для очистки природных вод, носят в настоящее время локальный характер. В нормативной и научной литературе отсутствует информация о закономерностях обработки биологическими методами поверхностных и подземных вод, не разработаны инженерные методы расчета подобных систем. Для оценки применимости биотехнологий в условиях севера требуются специальные исследования. Изучению и анализу эффективности очистки высокоцветных маломутных вод с использованием биотехнологий в

условиях севера (на примере р. Карелия) посвящена значительная часть монографии.

Целью работы является теоретическое и экспериментальное обоснование технологии биологической (пред)очистки природных вод, инженерные решения для реализации данной технологии и их внедрение в практику строительства вновь строящихся водопроводных очистных сооружений малых и средних населенных пунктов.

Основными задачами исследований в соответствии с поставленными целями являлись:

- Изучение закономерностей обработки биологическими методами поверхностных вод с высоким содержанием трудноокисляемых соединений гуминовых и фульвокислот, а также определение их эффективности и технико-экономической целесообразности применения в условиях Севера;
- Разработка математической модели процесса биологической очистки природных вод и основанных на ней инженерных методах расчета сооружений биологической очистки (предочистки) природных вод;
- Разработка научно обоснованных рекомендаций на проектирование и эксплуатацию сооружений биологической очистки природных вод поверхностных и подземных источников для малых и средних населенных пунктов;
- Разработка рациональных методов обоснования технологии очистки природных вод вообще, и обоснования включения в технологическую схему очистки природных вод биологических методов очистки в частности.

2. ИССЛЕДОВАНИЕ БИОТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ОБРАБОТКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ (В УСЛОВИЯХ СЕВЕРА НА ПРИМЕРЕ Р. КАРЕЛИЯ)

2.1. Анализ и обобщение известных биологических методов обработки питьевой воды

2.1.1. История развития и общие принципы использования биотехнологий для обработки питьевой воды

В основе биологических методов очистки воды лежат процессы, связанные жизнедеятельностью микроорганизмов. Традиционно биологические методы применяются для очистки сточных вод, которые являются многокомпонентным субстратом для микроорганизмов, содержащим большое количество органических веществ. Биологическая очистка возможна благодаря, прежде всего, интенсивности метаболизма микроорганизмов, высоким скоростям роста и достаточно высоким степеням адаптации к различным физико-химическим условиям окружающей среды [163]. Это приводит к развитию и функционированию на канализационных очистных сооружениях огромного количества видов микроорганизмов, окисляющих разнообразные соединения – загрязнители сточных вод.

Известно, что среди используемых методов очистки производственных и бытовых сточных вод, биологическая очистка является наиболее выгодной с экономической точки зрения. В основе технологии биологической очистки лежит использование активного ила или биологической пленки, представляющих собой скопление живых и мертвых микроорганизмов. Микроорганизмы являются первопричиной деструктивных биохимических процессов [48, 61].

С другой стороны, возможности использования биологических методов для очистки природных вод в настоящее время явно недооценены. Проблема здесь заключается, по-видимому, в том, что в обычных условиях

вещества, содержащиеся в природных водах в незначительных количествах (по сравнению со сточными водами), представляют собой относительно биорезистентный комплекс. Для получения реального эффекта от биологической очистки природных вод требуются особые методы.

Вполне объяснимо поэтому, что для очистки природных вод в целях использования на хозяйственно-питьевые нужды биологические методы стали использоваться намного позже, а в России – относительно недавно.

В настоящее время в Европе, например, во Франции водопроводные очистные сооружения в большинстве случаев включают в себя конструкции, в которых реализуются биотехнологии очистки воды. В конце XIX – первой половине XX в на водопроводных очистных сооружениях Франции широко применялись медленные фильтры [166]. Поскольку поверхностные водоисточники в тот период времени были достаточно чистыми, а нормы, предъявляемые к качеству питьевой воды, значительно менее строгими, чем в настоящее время, обработки воды на медленных фильтрах с песчаной или гравийной загрузкой было вполне достаточно. В середине XX в в связи с ухудшением качества воды в водоисточниках и ужесточением норм начался процесс последовательной замены медленных фильтров на сооружения, реализующие процессы коагуляции и флокуляции, в основном на отстойники и скорые фильтры. Кроме того, стало применяться предварительное хлорирование достаточно большими дозами хлора. В этих условиях применение биологических процессов подготовки воды на водопроводных очистных сооружениях стало невозможным, однако, отдельные станции с медленными фильтрами продолжали функционировать.

В начале 70-х гг XX в начался возврат к биологическим методам водоподготовки. Из-за опасности образования в воде хлорорганических соединений в результате предварительного хлорирования от него стали отказываться. Таким образом, стало возможным развитие микроорганизмов на фильтрующей загрузке элементов систем водоподготовки – песке,

гранулированных активных углях – что, в свою очередь, обеспечивало протекание таких процессов, как минерализация и нитрификация.

Эта тенденция стала развиваться дальше и привела к появлению водопроводных очистных сооружений, на которых реализованы режимы смешанного физико-химического и биологического функционирования [166]. Кроме того, некоторые станции медленной фильтрации были реконструированы, на них были введены ступени предварительного осветления, доочистки озонированием с гранулированным активированным углем, что также предполагает использование биологических процессов в водоподготовке. При обработке подземных вод также стали применять биологические методы удаления железа, марганца, азота.

В настоящее время во Франции практически все биологические методы водоподготовки основаны на использовании иммобилизации аэробных микроорганизмов на неподвижных гранулированных носителях с последующей обработкой и реализуются на биофильтрах с фильтрующей средой, полностью погруженной в обрабатываемую воду.

2.1.2. Медленное фильтрование

В России наиболее известными сооружениями, использующими в качестве основного механизма очистки воды биологические эффекты, стали медленные фильтры. Классические медленные фильтры имеют загрузку из песка крупностью 0.3 мм высотой 1 – 1.2 м и слой воды над загрузкой такой же высоты. Скорости фильтрования не превышают 0.2 м/ч.

В СССР ЦНИИЭП инженерного оборудования были разработаны типовые проекты медленных фильтров различной производительности, от 5 до 8000 м³/сут (№ 901-3-133, 901-3-134, 901-3-139, 901-3-145). Площадь фильтров составляла от 480 до 590 м². Применять их надлежало при содержании взвешенных веществ до 700 мг/л и при цветности, не превышающей 50 градусов. Подготовка воды включала в себя только лишь фильтрование на медленных фильтрах и обеззараживание профильтрованной

воды жидким хлором, при том что расчетная температура наружного воздуха составляла -30°C , а минимально допустимая, при которой обеспечивалось функционирование фильтров, - -40°C . Регенерация загрузки предусматривалась гидрорыхлителем. К сожалению, медленные фильтры в последние 25-30 лет практически полностью исключены из проектной и строительной практики водопроводно-канализационного хозяйства России (бывшего СССР) как сооружений водоподготовки для сельских, а также малых и средних по размерам городских поселений [5], что обусловлено отнюдь не малой эффективностью самих сооружений, а спецификой отечественной практики типового проектирования.

В странах Европы медленные фильтры нашли широкое применение и сегодня используются повсеместно. По данным [3] в Германии (г. Эссен) медленные фильтры применяются как одно из звеньев для очистки 15 тыс. $\text{м}^3/\text{сут}$ воды. В этой технологической схеме медленные фильтры расположены после скорых, что позволяет в 5 раз увеличить продолжительность фильтроцикла первых.

В Великобритании (г. Лондон) медленное фильтрование вод р. Темза и р. Ли, содержащих 60% [3] биохимически очищенных сточных вод, производится после длительного отстаивания в наливном водохранилище и скорого фильтрования. Такая схема успешно работает уже более 150 лет.

В Финляндии (г. Туусула) медленное фильтрование используется для удаления железа и марганца из подземных вод (производительность очистных сооружений составляет около 7 тыс. $\text{м}^3/\text{сут}$). При этом для формирования и роста бактериальной массы перед медленными фильтрами устроены префильтры с загрузкой из дробленого щебня крупностью 50 – 100 мм. Благодаря деятельности бактерий *Laptothrix* и *Callionelle*, развивающихся на поверхности медленных фильтрах, на них удаляется большая часть соединений железа и марганца. Высота слоя загрузки медленных фильтров в данной схеме составляет 50 см. Для равномерного распределения воды по поверхности фильтров толщина ее слоя над песчаной загрузкой фильтров

поддерживается на уровне 50 – 70 см, т.е. в 1 – 1.4 раза больше высоты слоя загрузки.

Во Франции медленные фильтры для подготовки воды для хозяйственно-питьевых целей применялись с XIX в и применяются в настоящее время.

Медленное фильтрование для очистки воды поверхностных водоисточников для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения широко применяется в Камеруне, Индии, Тайланде, Танзании, Перу. Причем в последних трех странах в связи с наличием периодов кратковременного повышения мутности в водоисточниках перед медленными фильтрами установлены горизонтальные предварительные фильтры. Существуют данные, согласно которым для увеличения продолжительности фильтроцикла медленных фильтров в таких условиях их поверхность покрывают матами из искусственного волокна. После заиливания пор мата его, если это необходимо, заменяют новым [5].

Рядом авторов [3, 128, 166, 177] отмечено, что очистка воды на медленных фильтрах достигается не только за счет адгезии загрязнений и их осаждения на поверхности загрузки, но и за счет биологической пленки, образующейся на поверхности загрузки и состоящей из водорослей и бактерий, в которой протекают физико-химические и биологические процессы. Современные представления об образовании биологической пленки на поверхности медленных фильтров таковы.

На мелкозернистой фильтрующей загрузке задерживаются наиболее крупные загрязнения, которые, заклиниваясь в порах, сужают их сечение. Благодаря этому в порах загрузки задерживаются все более и более мелкие загрязнения, коллоиды и бактерии. Таким образом, на поверхности загрузки фильтра образуется тонкая фильтрующая пленка. Задержанные пленкой бактерии и органические вещества обуславливают возникновение в ней биологических процессов, в том числе и развитие низших микроорганизмов,

поглощающих бактерии. Зерна песка обрастают студенистой массой, которая является хорошим сорбентом.

У поверхности биопленки имеет место молекулярный перенос. Массоперенос вещества носит сорбционно-адгезионный характер, определяемый биологическими особенностями системы, а также силами, связанными с электрическим зарядом взаимодействующих частиц. В этом смысле проявляется некоторое сходство между медленным фильтрованием и обработкой воды в полноценном биосорбционном реакторе. В обоих случаях имеет место сорбция растворенных органических загрязнений на поверхности биопленки с последующим окислением. Различие заключается в масштабах протекающих процессов и соответственно в возможностях их интенсификации.

В биопленке с сорбированным веществом процесс очистки лимитируется скоростью гидролиза, а также пористостью среды. При этом имеет место эффект биологического саморегулирования – бактерии перемещаются в зону высоких концентраций субстрата. Это приводит к возникновению активного верхнего слоя биопленки.

Особый интерес представляет возможность развития на биологической пленке сообщества микроорганизмов – деструкторов гуминовых веществ. Биологическая фильтрующая пленка, которая является основным механизмом обесцвечивания и осветления воды на медленных фильтрах, была изучена Оводовым В. С. [128]. Им в частности были установлены основные закономерности образования и развития биопленки. При фильтровании воды через песчаную загрузку с малыми скоростями первоначально образуется нижняя песчано-грязевая часть фильтрующей пленки 1 (рисунок 1). Ниже этого слоя частицы взвеси способны проникать на 8 – 10 см. После образования песчано-грязевого слоя загрязнения задерживаются на поверхности загрузки фильтра, образуя таким образом верхнюю рыхлую часть (3) фильтрующей биологической пленки толщиной 4 – 10 мм. При дальнейшем фильтровании происходит уплотнение

нижележащих слоев рыхлой части и образование уплотненной части пленки (4). И, наконец, формируется видимая биологическая пленка, в составе которой имеются минеральные и органические вещества, задержанные верхними слоями фильтра. Эта видимая часть (5 на рис. 2.1), названная Оводовым В. С. «упругим ковром» [128], имеет мелкопористую структуру, в ней развиваются микроскопические водоросли и многочисленные бактерии различных видов. По мнению специалистов компании «Дегремон» [166], особая роль в этом сообществе принадлежит зоопланктону, поскольку он выполняет функции хищника и тем самым ограничивает развитие водорослей и бактерий.

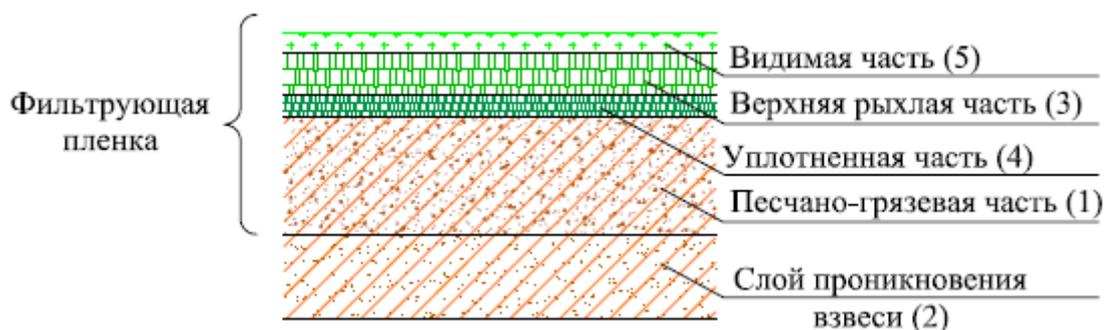


Рис. 2.1. Фильтрующая пленка медленного фильтра

В работе [3] была исследована поверхность медленного фильтра с песчано-клиноптилолитовой загрузкой. Высота клиноптилолитового слоя, расположенного над песчаным, составляла 8 см, его добавление позволило повысить скорости фильтрования воды до 0.75 м/ч. Микроорганизмы образовавшейся биологической пленки были представлены в основном нитчатыми водорослями типа *Spirogura* sp. и *Comphonema* sp. (именно развитие нитчатых микроорганизмов, не забивающих поверхность загрузки фильтра, позволило повысить скорости фильтрования). На глубине 15 – 30 см от поверхности загрузки наблюдалось развитие одноклеточных водорослей типа *Clesterium* sp. (рис. 2.2).



Рис. 2.2. Фильтрующая пленка фильтра с клиноптилолитовым слоем

Авторы [3] отмечают, что «эффективность работы загрузки медленного фильтра обуславливается природой биопленки и ее эффективной поверхностью», а увеличение высоты слоя загрузки приводит лишь к незначительному повышению эффекта очистки.

В целом в медленных фильтрах можно выделить протекание нескольких основных процессов [166]:

- Механическое закрепление загрязнений в двух последовательно расположенных средах – биологической пленке и песчаной загрузке фильтра;
- Биокоагуляция при помощи экзополимеров, выделяемых бактериями и водорослями, входящими в состав биологической пленки;
- Окисление биоразлагаемых органических веществ за счет растворенного кислорода, содержащегося в природных водах;
- Устранение патогенных микроорганизмов в результате конкуренции различных видов бактерий, биокоагуляции, хищничества, антибиоза.

Таким образом, медленное фильтрование как один из способов биологической очистки природных вод, в том числе и высокоцветных, заслуживает пристального внимания. Европейские специалисты [166] отмечают, что этот способ приемлем для очистки природных вод с целью водоснабжения небольших населенных пунктов, также он дает хорошие результаты при включении в более сложные технологические схемы водоподготовки любых населенных пунктов, в том числе и крупных, когда

медленная фильтрация является одной из ступеней очистки (предварительной или доочистки) природных вод.

2.1.3. Биосорбционные реакторы

В настоящее время медленное фильтрование в чистом виде не находит широкого применения, что связано, прежде всего, с необходимостью достаточно больших площадей для устройства медленных фильтров. Более эффективным методом очистки природных вод является очистка с помощью активированных углей, которые известны прежде всего как хороший сорбент, способный справиться с проблемами в отношении таких показателей, как вкус, запах и цветность [134].

В практике водоснабжения активированные угли используются в процессах углевания (дозирования в воду порошкообразного угля) и фильтрования (в качестве загрузки фильтра). Первый способ очистки воды (углевание) требует достаточно большого количества активированного угля, который является дорогостоящим материалом, при этом уголь может быть использован, как правило, лишь единожды. Регенерация порошкообразного угля в принципе возможна, но является трудно осуществимым процессом, особенно в условиях дозирования порошка в воду. Для второго способа очистки – фильтрования – обычно используют гранулированные угли, которые в отличие от порошкообразных могут быть регенерированы. Однако активированные угли обладают специфическим свойством: плотность их зерен значительно меньше плотности традиционных фильтрующих материалов, например, кварцевого песка [134]. Поэтому для восстановления их свойств не может быть применена водовоздушная промывка, промывка угольного фильтра может быть обеспечена только лишь восходящим потоком воды. Это накладывает определенные ограничения, главным образом, на конструкцию аппарата с загрузкой из активированного угля.

Процессы очистки воды на активированных углях традиционно описываются как физико-химические, однако, как отмечают авторы [3],

любой физико-химический процесс сопровождается биологическим. Практическое значение этого биологического процесса, как правило, невелико, но при обработке воды на гранулированных активированных углях оно значительно возрастает.

Гранулированный активированный уголь, как многие другие фильтрующие материалы, является носителем, благоприятным для иммобилизации на нем имеющихся в окружающей водной среде микроорганизмов, метаболизирующих биоразлагаемые органические вещества [166]. Благодаря шероховатой поверхности гранул активированного угля (рис. 2.3) и их способности к адсорбции органических молекул, служащих пищей для бактерий, последние (т. е. бактерии) имеют возможность прикрепиться к частицам угля и, более того, остаться прикрепленными к ним даже при воздействии силы сдвига, возникающей в результате промывки или обратного тока воды. По результатам проведенных во Франции исследований [166] количество бактериальной массы, фиксированной на активированных углях, намного превышает ту, что способна закрепиться на песчаных фильтрующих материалах.

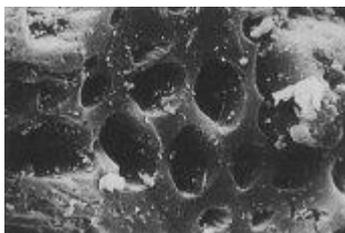


Рис. 2.3. Поверхность гранул активированного угля

Бактерии, иммобилизующиеся на гранулированных активированных углях, не образуют однородной биологической пленки вокруг гранул, они задерживаются в макропорах загрузки. Большинство из этих бактерий характерны для почв и природных вод: *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Caulobacter*, *Alcaligenes*, *Actinomycetes*, *Bacillus*, *Moraxella* и др.

Согласно исследованиям, проведенным В. Н. Швецовым (НИИ ВОДГЕО), при относительно низких концентрациях органических веществ в

обрабатываемой воде на поверхности гранулированного активного угля образуется монослой микроорганизмов, сами органические вещества (биорезистентные) адсорбируются на поверхности угля. При этом происходит ферментативная трансформация органических молекул в биоразлагаемую форму, модифицированный таким образом субстрат диффундирует в микропоры фильтрующей загрузки, куда способны проникать и экзоферменты микроорганизмов. При этом процесс очистки воды носит биосорбционный характер.

В НИИ ВОДГЕО было разработано устройство для реализации процесса биосорбции на активированном угле. Оно представляет собой вертикальную колонну, оборудованную водосборным и водораспределительным устройствами, причем последнее имеет непосредственную связь с системой аэрации. Обрабатываемая вода первоначально поступает в систему аэрации, где насыщается кислородом, а затем – посредством водораспределительной системы в колонну с активированным углем. В колонне обрабатываемая вода движется снизу вверх, благодаря чему образуется псевдосжиженный слой гранулированного активированного угля, что в свою очередь создает условия для интенсивного развития и иммобилизации микроорганизмов на гранулах загрузки, а также для последующего биологического окисления содержащихся в воде загрязнений. Ряд проведенных экспериментальных исследований [140] свидетельствовал о высоком потенциале биосорбционных методов при очистке природных вод.

В целом, применение процесса биосорбции в процессах подготовки воды для хозяйственно-питьевых целей имеет ряд преимуществ по сравнению с традиционными методами водоподготовки [69, 70]:

- Позволяет очистить воду от органических соединений, в том числе и трудноокисляемых, обуславливающих высокие значения цветности и перманганатной окисляемости;

- Позволяет предотвратить опасность для водопотребителя, связанную с залповыми выбросами токсичных и канцерогенных веществ в водисточник;
- Будучи включенным в технологические схемы водоподготовки крупных населенных пунктов в качестве одного из звеньев позволяет сократить расход реагентов, используемых на следующих стадиях;
- Позволяет минимизировать расход хлорсодержащих реагентов, используемых на этапе обеззараживания обработанных природных вод.

2.2. Постановочные эксперименты по биохимической деструкции загрязнений высокоцветных вод поверхностных водисточников

На начальном этапе наших исследований ставилась задача оценить принципиальную возможность применения биологических методов очистки для обработки природных высокоцветных вод. В этом смысле особый интерес представляла технология медленного фильтрования – относительно простой, недорогой и, как выяснилось, достаточно эффективный метод.

Для исследования перспектив использования технологии медленного фильтрования для обесцвечивания природных вод нами был использован классический медленный фильтр, на поверхность загрузки которого осуществлялся свободный излив воды. Таким образом нами была решена проблема аэрации поступающей на очистку природной воды.



Рис. 2.4. Конструкция медленного фильтра, используемого для постановочных экспериментов

Продолжительность периода осветлительного созревания фильтра (до тех пор, пока мутность фильтрата не станет менее 1.5 мг/л) составляла около 1 ч (рис. 2.5), бактерицидного – ориентировочно 2-3 суток.

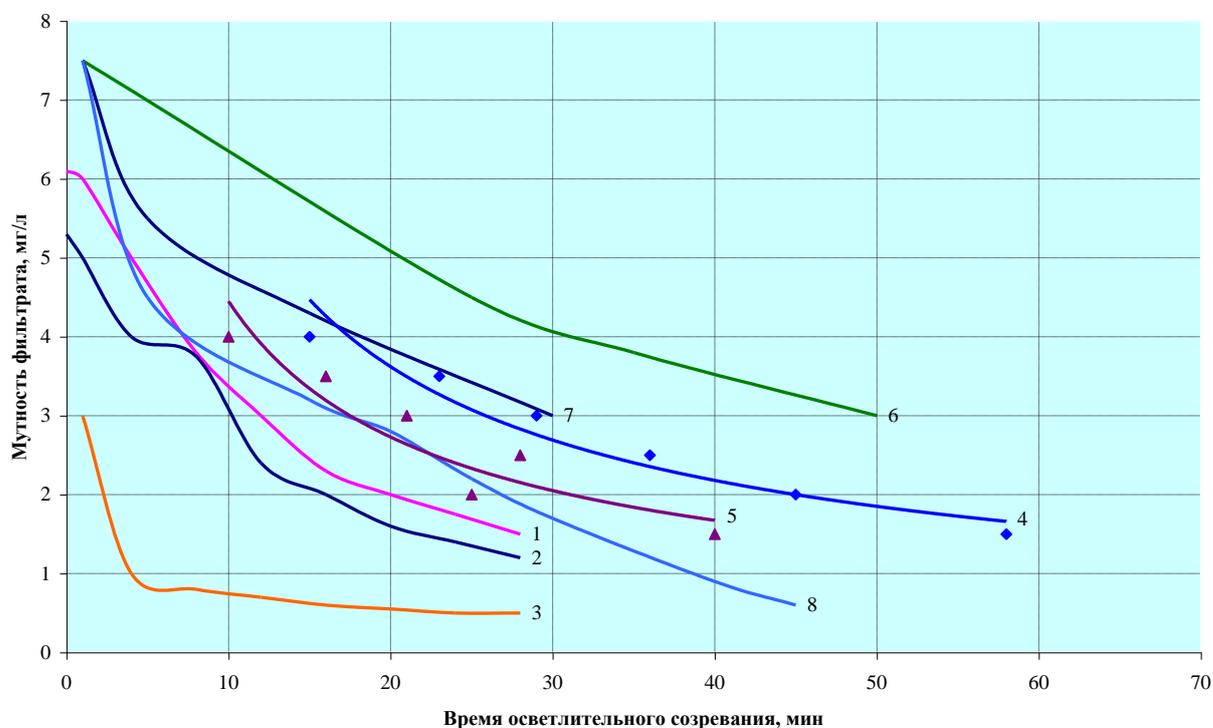


Рис. 2.5. Период осветлительного созревания фильтра:

1 – зависимость, полученная Оводовым В. С. при скорости фильтрации 0.1 м/ч, 2 – зависимость, полученная Оводовым В. С. при скорости фильтрации 0.2 м/ч, 3 – зависимость, полученная Оводовым В. С. при скорости фильтрации 0.3 м/ч, 4 – зависимость, построенная по экспериментальным данным при скорости фильтрации 0.1 м/ч, 5 – зависимость, построенная по экспериментальным данным при скорости фильтрации 0.2 м/ч, 6 – зависимость, полученная Аюкаевым Р. Р. [5] при скорости фильтрации 0.08 м/ч, 7 – зависимость, полученная Аюкаевым Р. Р. [5] при скорости фильтрации 0.15 м/ч, 8 – зависимость, полученная Аюкаевым Р. Р. [5] при скорости фильтрации 0.45 м/ч

После периода созревания изучались возможности использования медленного фильтра для обесцвечивания воды. Пробы воды отбирались раз в сутки, продолжительность одной группы экспериментов составляла 15 сут, результаты за расчетный период усреднялись. Скорость фильтрации варьировалась в интервале 0.05 – 0.12 м/ч. Цветность исходной воды составляла 120 – 140 градусов по платино-кобальтовой шкале (°ПКШ). Температура исходной воды варьировалась в широком диапазоне: 1, 5, 10, 15 и 20°С. Толщина слоя песчаной загрузки медленного фильтра составляла 15 см. Результаты экспериментов представлены в таблице 2.1.

Таблица 2.1 (начало). Результаты исследований технологии медленного фильтрования

№ п/п	Скорость фильтрования, м/ч	Температура воды, °С	Цветность начальная, градус	Цветность конечная, градус	Эффект очистки, %
1	2	3	4	5	6
Серия экспериментов №1					
1	0.05	1	140	117	16.43
2		5	140	113	19.29
3		10	140	110	21.43
4		15	140	105	25.00
5		20	140	100	28.57
6		1	130	107	17.69
7		5	130	105	19.23
8		10	130	100	23.08
9		15	130	95	26.92
10		20	130	90	30.77
11		1	120	98	18.33
12		5	120	95	20.83
13		10	120	90	25.00
14		15	120	85	29.17
15		20	120	82	31.67
Серия экспериментов №2					
16	0.10	1	140	125	10.71
17		5	140	121	13.57
18		10	140	117	16.43
19		15	140	115	17.86
20		20	140	110	21.43
21		1	130	115	11.54
22		5	130	112	13.85
23		10	130	110	15.38
24		15	130	105	19.23
25		20	130	100	23.08
26		1	120	105	12.50
27		5	120	110	8.33
28		10	120	110	8.33
29		15	120	105	12.50
30		20	120	100	16.67
Серия экспериментов №3					
31	0.12	1	140	130	7.14
32		5	140	125	10.71
33		10	140	125	10.71
34		15	140	120	14.29
35		20	140	117	16.43
36		1	130	118	9.23
37		5	130	116	10.77
38		10	130	112	13.85
39		15	130	110	15.38
40		20	130	110	15.38

Таблица 2.1(окончание)

1	2	3	4	5	6
41	0.12	1	120	110	8.33
42		5	120	105	12.50
43		10	120	105	12.50
44		15	120	100	16.67
45		20	120	100	16.67

Графическая интерпретация полученных результатов для различных значений цветности обрабатываемых природных вод, скоростей фильтрации и температур представлена на рис. 2.6. Существенно, на наш взгляд, здесь следующее: с повышением температуры поступающих на очистку природных вод эффект очистки возрастает более чем на 10%, понижение скорости фильтрации с 0.12 до 0.05 м/ч позволяет увеличить эффективность очистки почти в два раза.

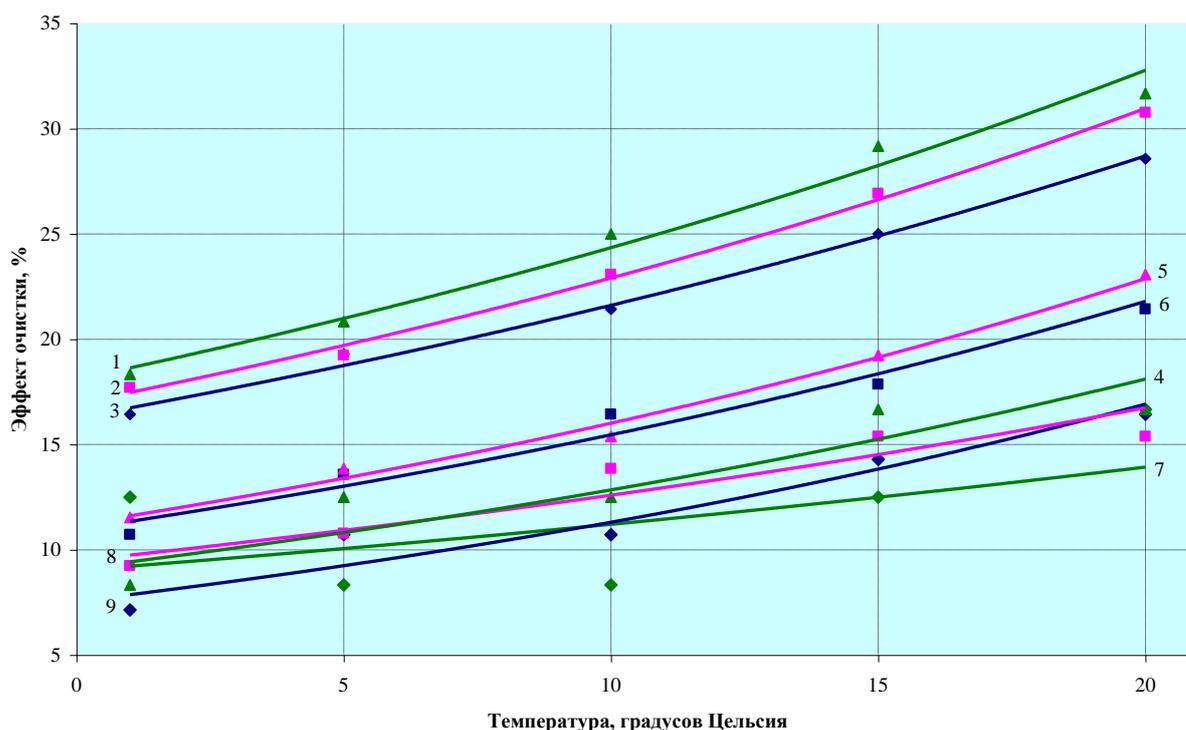


Рис. 2.6. Зависимость эффекта очистки от температуры природных вод: 1 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрации 0.05 м/ч, 2 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрации 0.05 м/ч, 3 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрации 0.05 м/ч, 4 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрации 0.10 м/ч, 5 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрации 0.10 м/ч, 6 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрации 0.10 м/ч, 7 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрации 0.12 м/ч, 8 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрации 0.12 м/ч, 9 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрации 0.12 м/ч

По результатам экспериментов медленные фильтры показали высокую эффективность очистки природной воды по показателю цветности (рис. 2.7). Максимальная эффективность очистки достигала 30%.



Рис. 2.7. Цветность исходной (а) и очищенной (б) воды при использовании технологии медленного фильтрования

Возможности медленного фильтрования ограничены низкой удельной скоростью окисления и производительностью, а также известными сложностями регенерации и утилизации загрузки фильтра. В этом смысле особые надежды возлагались на возможности «чистых» биосорбционных аппаратов.

Конструкции аппаратов, использующих биосорбционный эффект для очистки природных вод, могут быть различны. Для изучения возможностей технологии в лабораторных условиях нами использовался простейший вариант установки, представляющей собой емкость с загрузкой из активированного угля, насыщение воды кислородом, как и в случае с медленным фильтром осуществлялось путем свободного излива очищаемой воды (рис. 2.8).



Рис. 2.8. Экспериментальная установка для изучения биосорбционных процессов

Толщина слоя загрузки из активированного угля составляла 10 см.

Эксперименты на лабораторном биосорбере, проведенные по полностью аналогичной программе, продемонстрировали высокую эффективность очистки от трудноокисляемых органических соединений, обуславливающих цветность природной воды. По сравнению с технологией медленного фильтрования при примерно равных скоростях фильтрации средняя удельная скорость обесцвечивания биосорбционной установкой по показателю цветности увеличилась на порядок (табл. 2.2).

Таблица 2.2 (начало). Результаты исследований технологии биосорбции

№ п/п	Скорость фильтрования, м/ч	Температура воды, °С	Цветность начальная, градус	Цветность конечная, градус	Эффект очистки, %
1	2	3	4	5	6
Серия экспериментов №1					
1	0.05	1	140	40	71.43
2		5	140	35	75.00
3		10	140	35	75.00
4		15	140	30	78.57
5		20	140	26	81.43
6		1	130	37	71.54
7		5	130	35	73.08
8		10	130	30	76.92
9		15	130	25	80.77
10		20	130	25	80.77
11		1	120	35	70.83
12		5	120	30	75.00
13		10	120	27	77.50
14		15	120	25	79.17
15		20	120	20	83.33
Серия экспериментов №1					
16	0.10	1	140	68	51.43
17		5	140	60	57.14
18		10	140	55	60.71
19		15	140	45	67.86
20		20	140	40	71.43
21		1	130	60	53.85
22		5	130	55	57.69
23		10	130	45	65.38
24		15	130	45	65.38
25		20	130	40	69.23
26		1	120	55	54.17
27		5	120	50	58.33
28		10	120	40	66.67
29		15	120	35	70.83
30		20	120	35	70.83

Таблица 2.2 (окончание)

1	2	3	4	5	6
Серия экспериментов №3					
31	0.15	1	140	85	39.29
32		5	140	80	42.86
33		10	140	70	50.00
34		15	140	60	57.14
35		20	140	55	60.71
36		1	130	78	40.00
37		5	130	70	46.15
38		10	130	60	53.85
39		15	130	55	57.69
40		20	130	50	61.54
41		1	120	70	41.67
42		5	120	65	45.83
43		10	120	55	54.17
44		15	120	50	58.33
45		20	120	45	62.50

Так же как и в случае с медленным фильтрованием была исследована зависимость эффективности очистки для различных значений цветности обрабатываемых природных вод, скоростей фильтрования и температуры ВОДЫ.

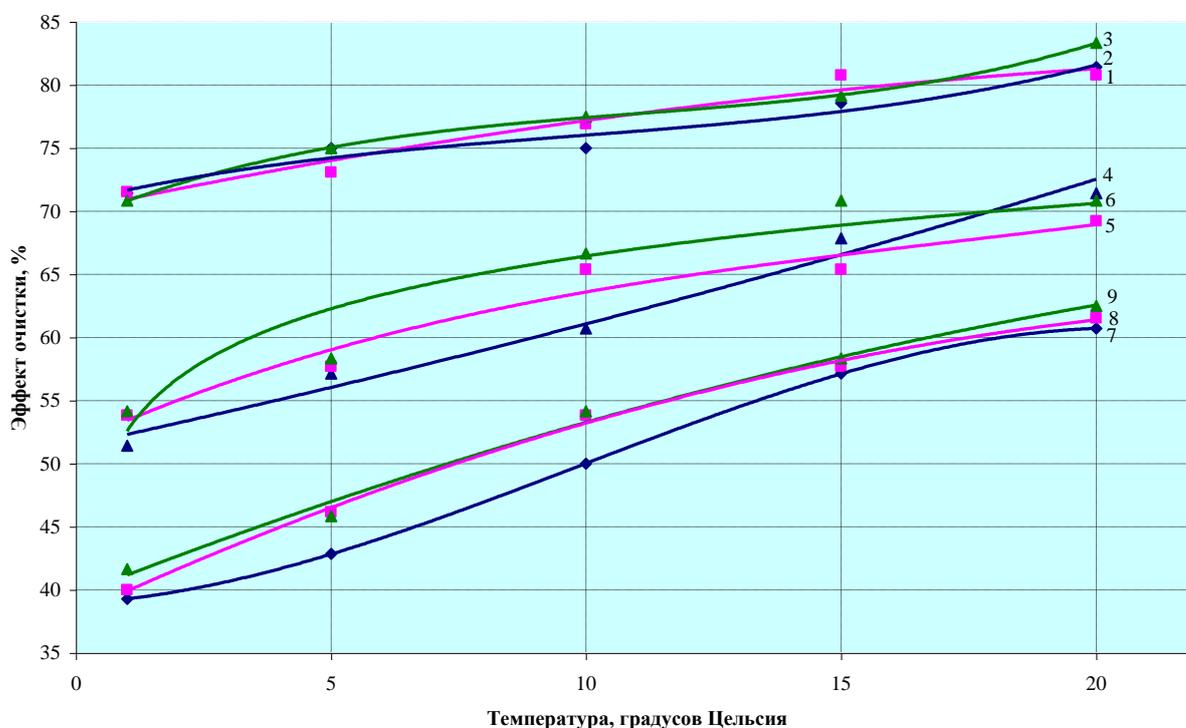


Рис. 2.9. Зависимость между начальной эффектом очистки и температурой воды для технологии биосорбции:

1 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч, 2 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч, 3 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч, 4 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрования 0.10 м/ч, 5 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрования 0.10 м/ч, 6 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрования 0.10 м/ч, 7 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрования 0.15 м/ч, 8 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрования 0.15 м/ч, 9 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрования 0.15 м/ч

Повышение температуры поступающей на очистку воды на 5°C приводит к увеличению эффекта очистки в среднем на 5%, а понижение скорости фильтрования с 0.01 до 0.005 м/ч – на 15%.

В целом технология биосорбции показала очень высокие результаты: в проведенных экспериментальных исследованиях понижение показателя цветности после обработки воды в биосорбере составляло около 60% (рис. 2.10).

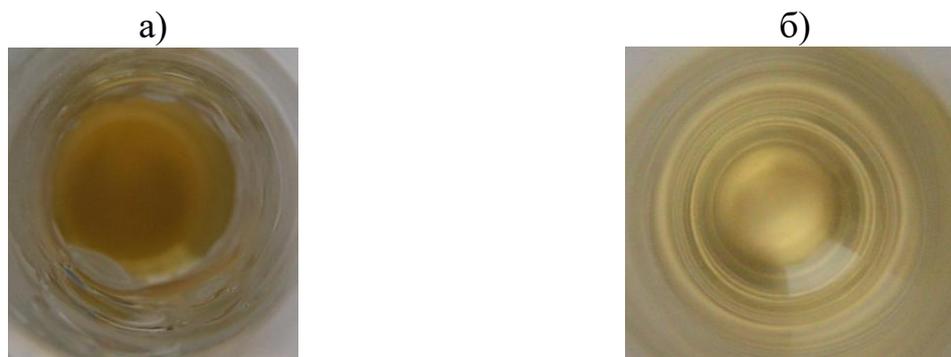


Рис. 2.10. Цветность исходной (а) и очищенной (б) воды при использовании технологии биосорбции

Для более убедительной демаркации сорбционных и биосорбционных эффектов нами были дополнительно проведены две группы экспериментов. В серии экспериментов первой группы использовался сорбент (активированный уголь марки АГ-5), содержащий ионы серебра, подавляющие рост микроорганизмов. В этом случае биосорбер превращался в обычную установку для сорбции загрязнений: при первичном прохождении воды через фильтр происходила частичная сорбция содержащихся в воде загрязнений, при повторном – качество воды практически не изменялось, а сорбционная емкость достаточно быстро исчерпывалась. Данные опытов усреднялись по совокупности проведенной в течение 15 сут непрерывной

фльтрации. Результаты экспериментов на сорбенте, содержащем ионы серебра, представлены в таблице 2.3.

Таблица 2.3. Результаты исследования фильтра с загрузкой из гранулированного активного угля, обогащенного ионами серебра

№ п/п	Скорость фильтрования, м/ч	Температура воды, °С	Цветность начальная, градус	Цветность конечная, градус	Эффект очистки, %
Серия экспериментов №1					
1	0.05	1	140	50	64.29
2		5	140	50	64.29
3		10	140	50	64.29
4		15	140	49	65.00
5		20	140	49	65.00
6		1	130	51	60.77
7		5	130	51	60.77
8		10	130	51	60.77
9		15	130	50	61.54
10		20	130	50	61.54
11		1	120	45	62.50
12		5	120	45	62.50
13		10	120	45	62.50
14		15	120	44	63.30
15		20	120	44	63.30

Вид зависимости эффекта очистки в сорбционной установке от температуры поступающей воды представлен на рис. 2.11.

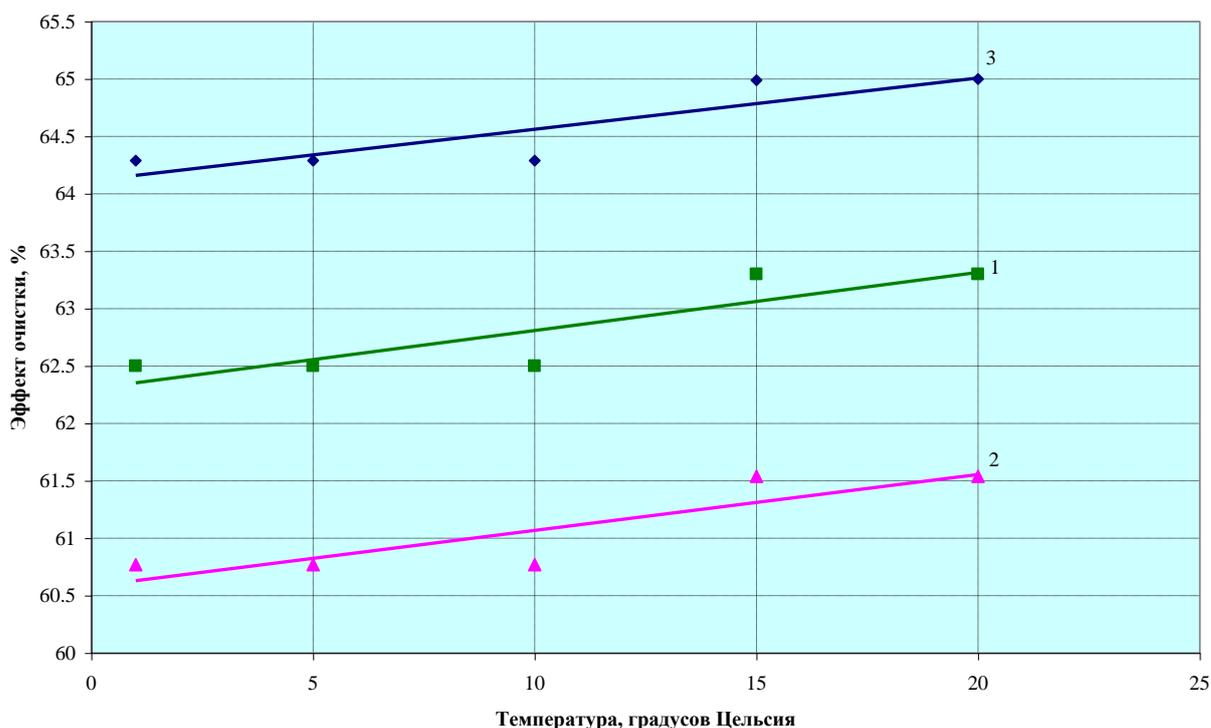


Рис. 2.11. Зависимость между начальной эффективностью очистки и температурой воды для технологии сорбции:

1 – для воды цветностью 120 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч, 2 – для воды цветностью 130 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч, 3 – для воды цветностью 140 градусов при скорости фильтрования 0.05 м/ч

Заметим, что эффективность очистки в этом случае слабо зависит от температуры обрабатываемой воды. Сами показатели эффективности очистки в случае применения технологии «чистой» сорбции незначительно уступают тем же показателям при наличии биосорбционных эффектов на 5 – 10% (рис. 2.12). Однако на после 15 сут непрерывной фильтрации наблюдалась кольматация загрузки, препятствующая его дальнейшему использованию.



Рис. 2.12. Цветность исходной (а) и очищенной (б) воды при использовании технологии биосорбции

2.3. Выводы по главе

Подводя краткий итог результатам наблюдений, отметим следующее. Механизм сорбции растворенных органических загрязнений, обуславливающих цветность воды, на поверхности биопленки с последующим их окислением может быть реализован в условиях медленного фильтрования через песчаную загрузку для очистки высокоцветных природных вод, содержащих трудноокисляемые органические вещества, и при определенных условиях (более подробно этот вопрос рассматривается в главе 5) может применяться как самостоятельный метод очистки для природных вод, цветность которых не превышает 100 градусов в малых и средних населенных пунктах.

Аэрация обрабатываемой воды и повышение ее температуры приводит к интенсификации процесса образования биологической пленки на поверхности фильтрующей загрузки и, таким образом, к повышению эффективности биологического окисления низких концентраций относительно биорезистентных органических соединений.

Отличительные особенности процесса фильтрования на посеребренном и непосеребренном сорбенте артикулируют эффект продленной сорбционной емкости во втором случае и подтверждают правомерность использования термина «биосорбция» при описании процессов, протекающих в непосеребренной загрузке сорбционного фильтра.

Использование биосорбционных эффектов позволяет значительно интенсифицировать процесс за счет увеличения общего объема биопленки и скорости ее образования. Биологические процессы, протекающие при медленном фильтровании воды через слой гранулированного активного угля, способствуют более экономному использованию применяемого сорбента. Благодаря биологическому окислению части органических соединений снижается нагрузка на сорбент, срок его службы продлевается, исключается возможность неоправданного перерасхода сорбирующего материала.

3. ИССЛЕДОВАНИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ БИОХИМИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ВЫСОКОЦВЕТНЫХ ВОД

3.1. Описание лабораторных установок для проведения исследований по обесцвечиванию природных вод в условиях медленного фильтрования и биосорбции

Предэкспериментальные исследования, проведенные автором, продемонстрировали потенциальную возможность использования технологии медленного фильтрования и фильтрования через слой сорбента для активизации биологических процессов обесцвечивания природных вод. На следующем этапе исследований рассматривались возможности формального описания процессов, протекающих в биореакторах и биосорбционных установках, для возможности построения математической модели процесса биологической очистки природных вод.

Для изучения закономерностей биохимической деструкции органических загрязнений высокоцветных вод в условиях медленного фильтрования нами была использована трехсекционная модификация медленного фильтра (рис. 3.1), в котором слои песчаной загрузки небольшой высоты (5 – 30 см) разделены воздушным пространством.

Исходная вода из бака (1) подавалась в распределительное устройство подачи воды (2), располагающееся над первой секцией фильтра, после чего последовательно проходила все три секции фильтрационной установки и подавалась в сборную емкость (12), откуда перекачивалась в бак исходной воды циркуляционным насосом (10).

Продолжительность периода созревания фильтра (осветлительной и бактерицидной фазы) составляла около 72 ч. После периода созревания изучались возможности использования медленного фильтра для обесцвечивания воды. Пробы воды отбирались раз в сутки, продолжительность одной группы экспериментов составляла 15 сут.

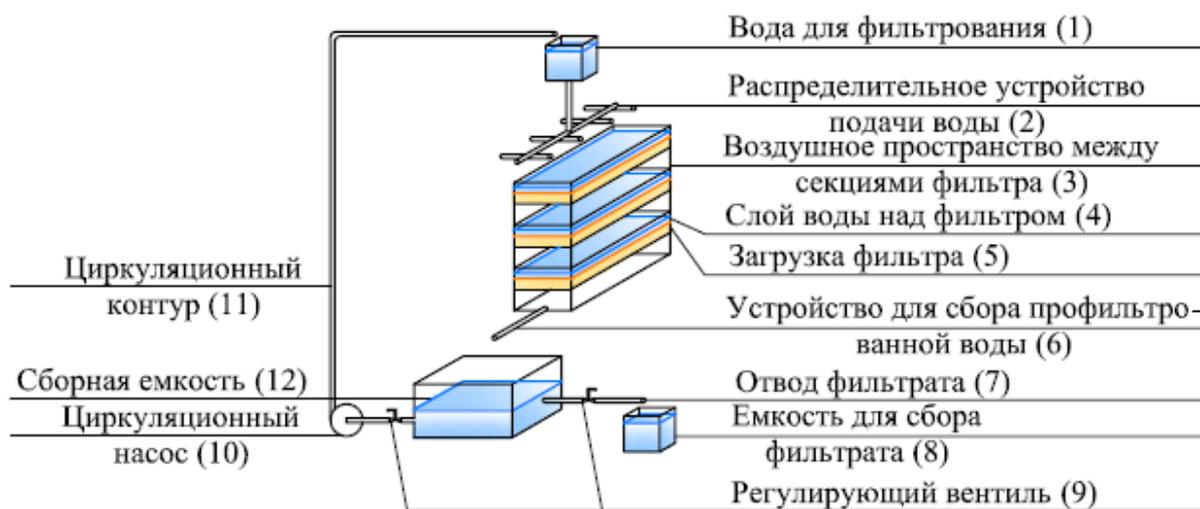


Рис. 3.1. Конструкция установки для исследования технологии медленного фильтрования

Скорость фильтрации поддерживалась на уровне 0.15 м/ч. Цветность исходной воды составляла 120 – 140 градусов. Посредством регулирования гидравлического сопротивления системы обеспечивался режим фильтрации, при котором слой воды над загрузкой в каждой секции составлял не менее 5 см. Температура исходной воды варьировалась от 5 до 20°C.

Что касается аппаратов, использующих биосорбционный эффект для очистки природных вод, то их конструкции могут быть различны. Для изучения возможностей технологии в лабораторных условиях нами использовался простейший вариант установки, представляющий собой колонну с загрузкой из активированного угля, аэратор и распределительное устройство (рис. 3.2). Из сборной емкости циркуляционным насосом (5) исходная вода подавалась в аэрационную колонну (7), где насыщалась кислородом воздуха. Из емкости (1) вода поступала в фильтрационную колонну с активированным углем – биосорбер (2).

Как и в случае с технологией медленного фильтрования, температура обрабатываемой воды варьировалась от 1 до 20 °С, цветность – от 120 до 140 градусов платино-кобальтовой шкалы, скорость фильтрования составляла 0.05 м/ч.

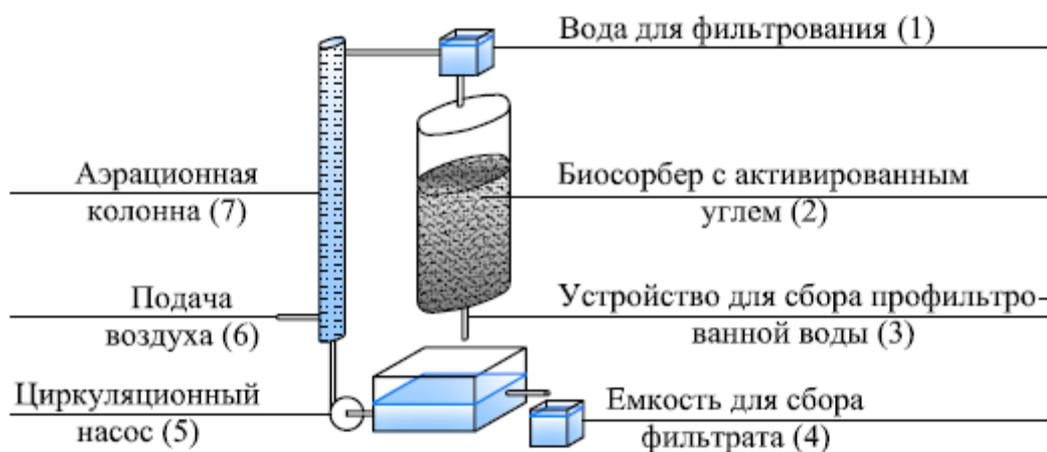


Рис. 3.2. Конструкция установки для исследования технологии биосорбции

Для развития и закрепления микроорганизмов на поверхности загрузки биосорбера понадобилось от 3 до 7 сут в зависимости от температуры подаваемой на обработку воды. Продолжительность каждой из трех групп экспериментов составляла 15 сут, пробы воды отбирались раз в сутки.

Исследования, проведенные на выше описанных установках, позволили автору выявить основные закономерности протекания процессов биологической очистки высокоцветных природных вод. Их результаты приведены далее.

3.2. Результаты лабораторных исследований

Эксперименты, проведенные на медленных фильтрах с разной высотой песчаной загрузки (от 5 до 30 см) при использовании природных вод разной температуры (1, 5, 10, 15 и 20°C), позволили установить эффективную биологически активную толщину слоя кварцевого песка в фильтре. По результатам исследований, приведенным в таблице 3.1, было установлено, что эффект очистки возрастает при увеличении высоты песчаного слоя до 15 см, повышение толщины загрузки до 20 см приводит к незначительному возрастанию эффекта очистки.

Таблица 3.1. Результаты исследований технологии медленного фильтрования

№ п/п	Цветность начальная, градус	Цветность конечная, градус	Эффект очистки, %	Толщина слоя загрузки, см	Температура воды, °С
Серия экспериментов №1					
1	140	110	21.43	30	1
2	140	110	21.43	25	
3	140	110	21.43	20	
4	140	110	21.43	15	
5	140	120	14.29	10	
6	140	125	10.71	7	
7	140	130	7.14	5	
Серия экспериментов №2					
8	140	105	25.00	30	5
9	140	105	25.00	25	
10	140	105	25.00	20	
11	140	105	25.00	15	
12	140	115	17.86	10	
13	140	123	12.14	7	
14	140	127	9.29	5	
Серия экспериментов №3					
15	140	100	28.57	30	10
16	140	100	28.57	25	
17	140	100	28.57	20	
18	140	100	28.57	15	
19	140	112	20.00	10	
20	140	120	14.29	7	
21	140	125	10.71	5	
Серия экспериментов №4					
22	140	95	32.14	30	15
23	140	95	32.14	25	
24	140	95	32.14	20	
25	140	95	32.14	15	
26	140	105	25.00	10	
27	140	115	17.86	7	
28	140	122	12.86	5	
Серия экспериментов №5					
29	140	90	35.71	30	20
30	140	90	35.71	25	
31	140	90	35.71	20	
32	140	90	35.71	15	
33	140	105	25.00	10	
34	140	110	21.43	7	
35	140	120	14.29	5	

Повышение высоты песчаного слоя более 20 см не сказывается на эффективности очистки (рис. 3.3).

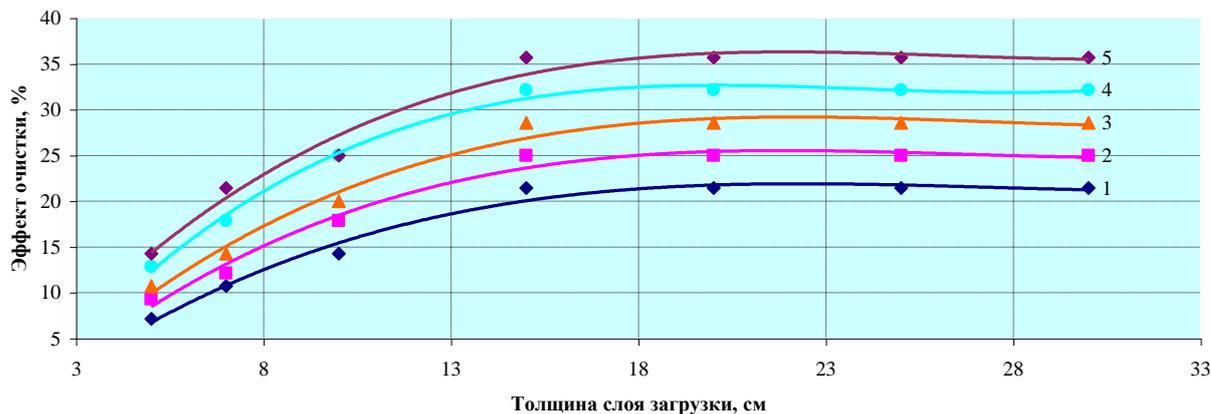


Рис. 3.3. Зависимость между толщиной слоя загрузки и эффектом очистки для технологии медленного фильтрования

1 – зависимость, полученная при температуре воды 1°C, 2 – зависимость, полученная при температуре воды 5°C, 3 – зависимость, полученная при температуре воды 10°C, 4 – зависимость, полученная при температуре воды 15°C, 5 – зависимость, полученная при температуре воды 20°C

При выполнении следующей группы экспериментов фиксировалась высота слоя загрузки в каждой секции фильтра, но менялось количество съемных секций фильтра.

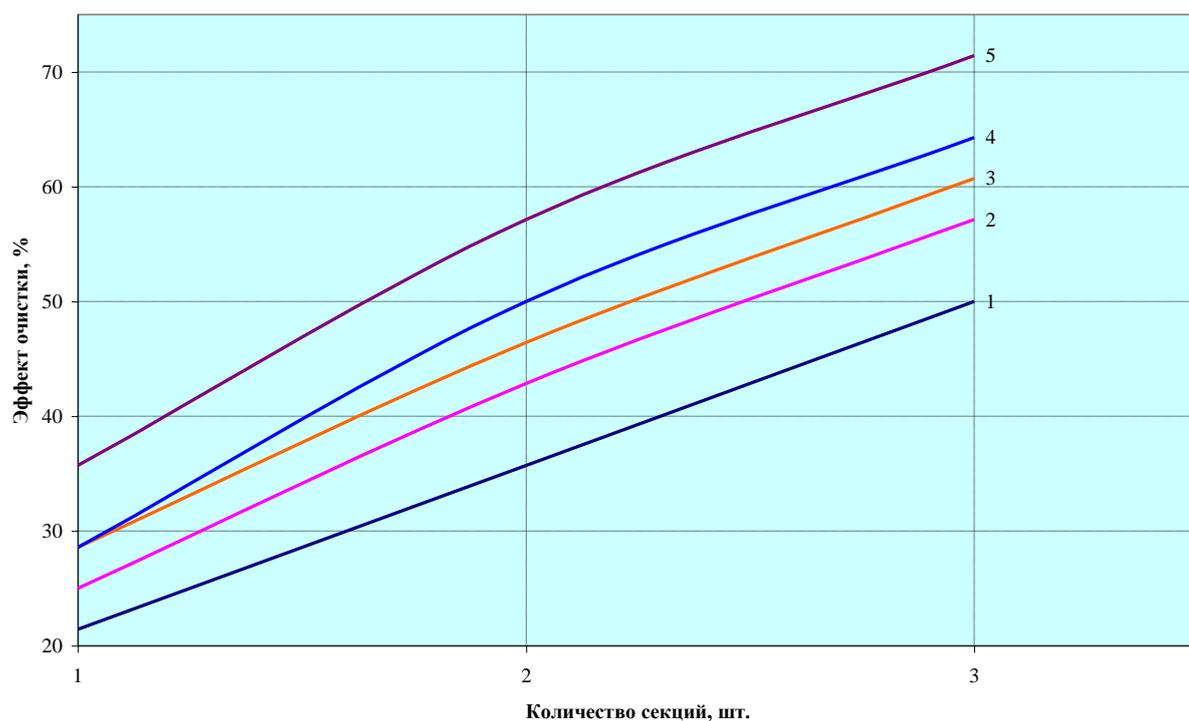


Рис. 3.4. Зависимость цветности воды, очищенной на многосекционном медленном фильтре, от количества секций фильтра:

1 – для воды температурой 1°C, 2 – для воды температурой 5°C, 3 – для воды температурой 10°C, 4 – для воды температурой 15°C, 5 – для воды температурой 20°C

Толщина активного слоя загрузки в каждой секции фильтра при проведении эксперимента составляла 15 см, цветность обрабатываемой воды – 140 градусов, температура воды варьировалась от 1 до 20°C. Толщина слоя воды над загрузкой в верхней секции поддерживалась на уровне 5 см. Скорость фильтрования составляла 0.15 м/ч.

Нетривиальные результаты были получены при фильтровании воды на трехсекционном медленном фильтре при комнатной (20°C) температуре воды (рис. 3.4).

Основным ограничительным фактором при использовании многосекционных (многоступенчатых) медленных фильтров для целей очистки воды для хозяйственно-питьевых нужд является малая скорость фильтрования, обуславливающая необходимость применения фильтров больших площадей и сложности регенерации загрузки, которая в лабораторных условиях кальматировалась на 15-20 сутки эксперимента.

Для сооружений малой производительности может быть рекомендована технологическая схема многоступенчатого медленного фильтрования [5], апробированная в условиях Карелии (рис. 3.5).

Безреагентный фильтр при температуре исходной воды 2 – 3°C обеспечивает на выходе нормальное качество воды по показателю цветности при максимальном значении его на входе 60 – 70 градусов платино-кобальтовой шкалы [5]. Время фильтроцикла (до регенерации сорбента) составляет при этом 70 – 80 сут.

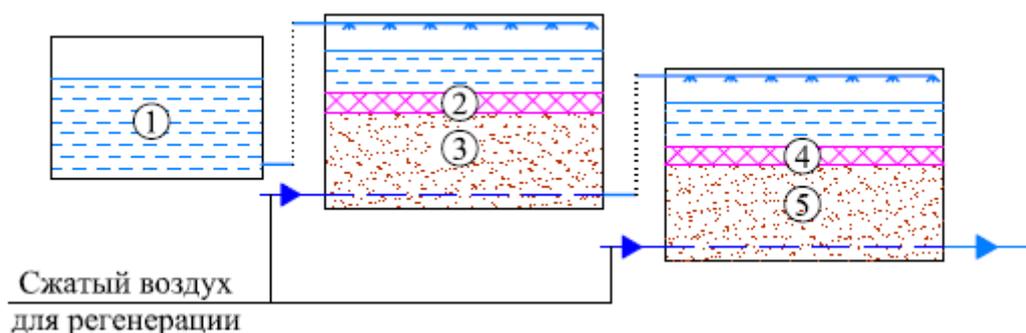


Рис. 3.5. Технологическая схема многоступенчатого медленного фильтрования:

1 – приемный резервуар, 2 – тканевый фильтр первой ступени, 3 – медленный фильтр первой ступени, 4 – тканевый фильтр второй ступени, 5 – медленный фильтр второй ступени

Результаты экспериментов, проведенных на биосорбере с загрузкой из активированного угля марки АГ-5 с водой различной цветности (120 – 140 градусов платино-кобальтовой шкалы), температуры (1 – 20°C) при скорости фильтрования 0.05 м/ч, приведены в таблице 3.2.

Таблица 3.2. Результаты исследования технологии сорбции

№ п/п	Масса загрузки, кг	Цветность начальная, градус	Цветность конечная, градус	Эффект очистки, %	Температура, °С
Серия экспериментов №1					
1	2.8	140	35	75.00	5
2	2.1	140	45	67.86	
3	1.4	140	60	57.14	
4	0.7	140	90	35.71	
Серия экспериментов №2					
5	2.8	140	30	78.57	10
6	2.1	140	40	71.42	
7	1.4	140	50	64.29	
8	0.7	140	60	42.86	
Серия экспериментов №3					
9	2.8	140	28	80.00	15
10	2.1	140	35	75.00	
11	1.4	140	45	67.86	
12	0.7	140	75	46.43	

Повышение массы загрузочного материала биосорбера влечет за собой повышение эффективности очистки воды (рис. 3.6).

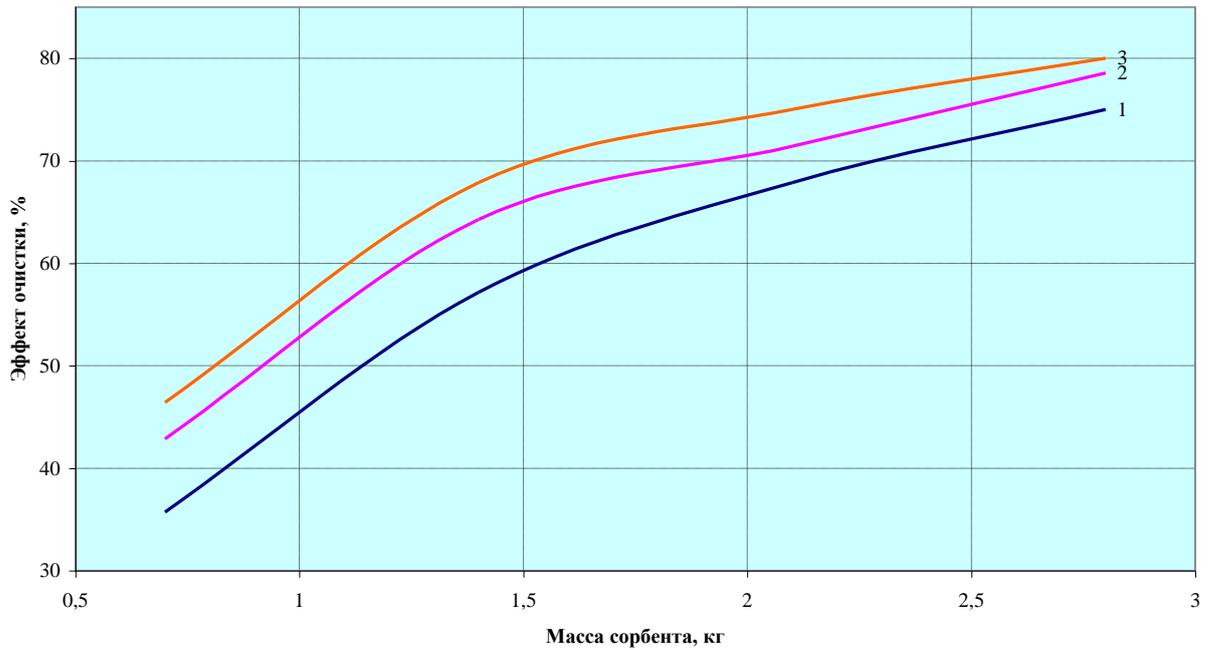


Рис. 3.6. Зависимость эффекта очистки на биосорбере от массы загрузки:

1 – для воды температурой 5°C, 2 – для воды температурой 10°C, 3 – для воды температурой 15°C

Качественный анализ полученных результатов позволил выявить существенную для дальнейшего формального описания процессов, протекающих в биосорбционных установках и в биопленке медленных фильтров, закономерность. Если ввести некоторую обобщенную величину, характеризующую скорость обесцвечивания воды, учитывающую, во-первых, снижение цветности некоторого фиксированного объема воды в градусах ПКШ, а, во-вторых, активную массу загрузки фильтра и биосорбера, выраженную в $\frac{^0 \text{ПКШ} \times \text{л}}{\text{г} \times \text{сут}}$, то можно заметить, что эта величина не является постоянной и снижается с увеличением эффективности (глубины) очистки при фиксированной цветности воды на входе в установку (рис. 3.7).

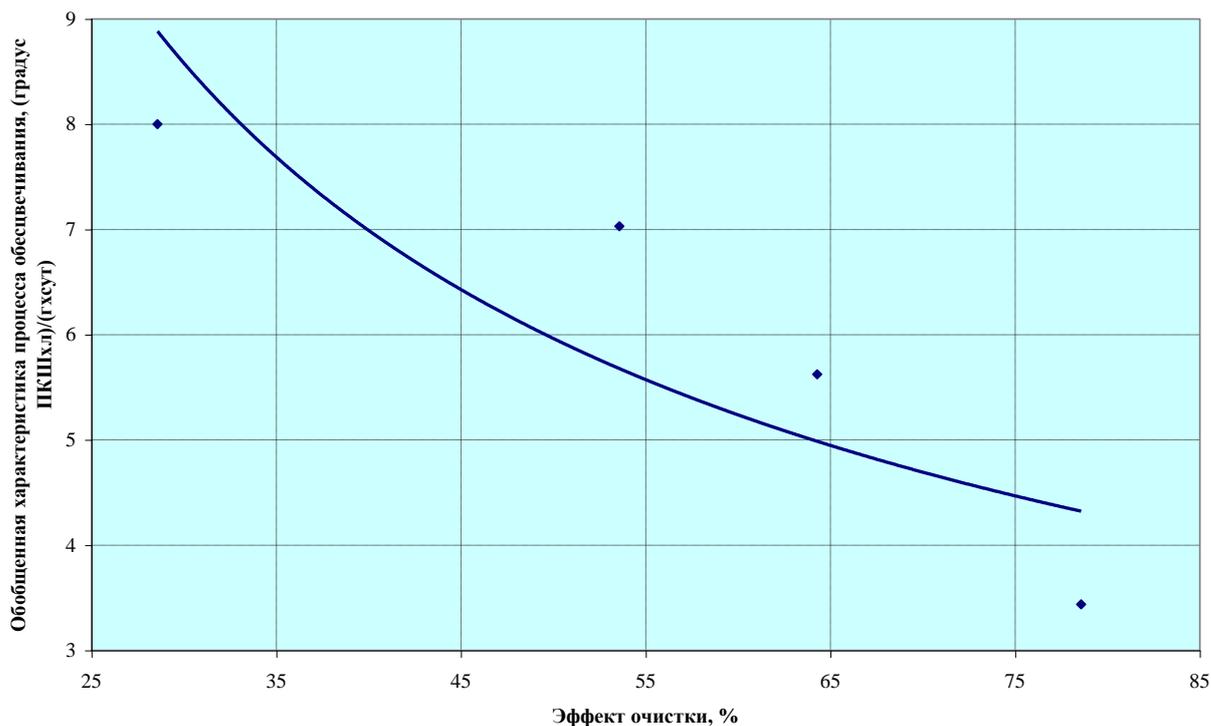


Рис. 3.7. Зависимость обобщенной характеристики процесса обесцвечивания от эффективности очистки воды

С другой стороны, можно указать на характерную нелинейность графика на рисунке 3.4, еще более это очевидно на рисунке 3.5: начиная с некоторого значения массы загрузки, при ее дальнейшем увеличении эффективность очистки возрастает не столь же быстро как раньше.

Такое поведение величины скорости обесцвечивания с нашей точки зрения хорошо объясняется ферментативной теорией Михаэлиса-Ментена (более подробно обсуждение этого вопроса вынесено в приложении 1 работы) и является дополнительным доказательством биохимической природы наблюдаемых при эксперименте явлений.

В рамках, предложенной Михаэлиса-Ментен схемы ферментативного процесса, существует особая связь между скоростью протекания ферментативной реакции от концентрации субстрата. Эта связь заключается в наличии у ферментативных реакций особого, не характерного для других химических реакций, свойства - явление насыщения фермента субстратом. Графическое изображение зависимости между скоростью протекания

ферментативной реакции и концентрации субстрата по модели Михаэлиса-Ментен и усовершенствованной модели Бриггс и Холдейн (более точной, учитывающей влияние продуктов ферментативной реакции на ее скорость) приведено на рис. 3.8.

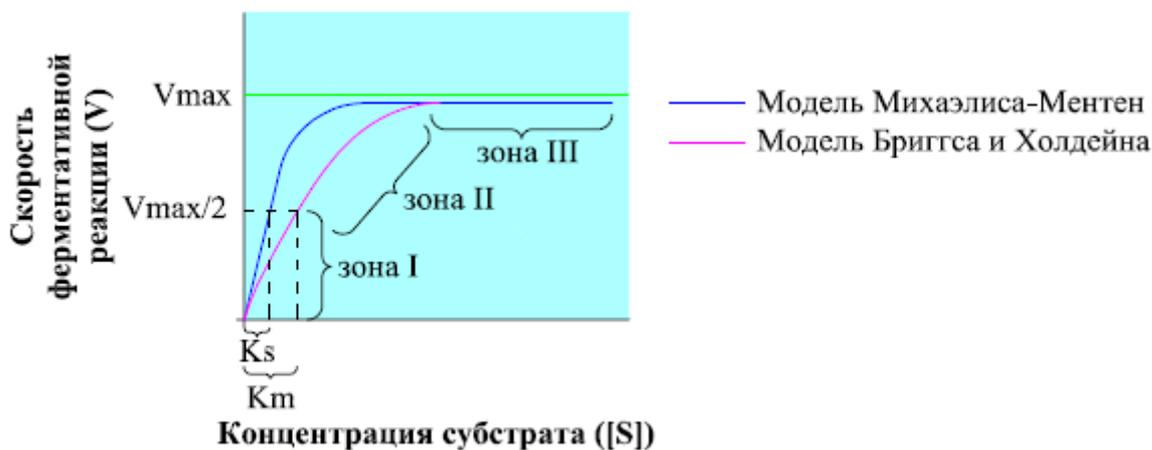


Рис. 3.8. Модели протекания ферментативных реакций

При низкой концентрации субстрата (зона I на рис. 3.8) скорость реакции находится в линейной зависимости от него, реакция характеризуется первым порядком. При повышенной концентрации субстрата (зона II на рис. 3.8) скорость реакции зависит от концентраций двух реагирующих веществ, а реакция имеет второй порядок. Когда концентрация субстрата велика (зона III на рис. 3.8), скорость ферментативной реакции достигает максимального значения и перестает зависеть от концентрации субстрата, фермент насыщается субстратом, поэтому скорость реакции определяется только лишь концентрацией фермента и реакция становится реакцией нулевого порядка.

3.3. Математическое моделирование процесса биологической очистки природных вод

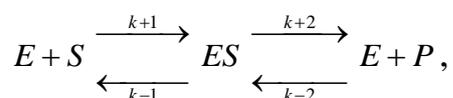
На следующем этапе наших исследований рассматривались возможности формального описания процессов, протекающих в биосорбционных установках и в биопленке медленных фильтров, для

возможности построения математической модели процесса биологической очистки природных вод.

Имеющиеся модели, описывающие процессы деструкции в биореакторах, предназначенных для очистки сточных вод, опираются, как правило, на теорию ферментативных реакций [20]. Построенные на их основе инженерные методы расчета аппаратов для очистки сточных вод просты с одной стороны, а с другой адекватны и хорошо себя зарекомендовали в практике проектирования и эксплуатации.

Вполне логично в этом контексте попытаться построить модель биологической очистки природных вод также опирающуюся на теоретические основы теории ферментативных реакций, учитывающую определенные особенности очистки воды в биосорбере. При выводе основных соотношений будем считать, что основная роль в процессе очистки воды от трудноокисляемых органических загрязнений в биосорбционном аппарате принадлежит именно микроорганизмам-деструкторам. При этом сама возможность подобной деструкции обеспечивается иммобилизацией микроорганизмов на носителях, обладающих адсорбционной активностью по отношению к удаляемым загрязнениям.

Для описания процесса протекания ферментативной реакции будем использовать следующую схему:



где E, S, P - обозначение фермента, субстрата и продуктов реакции соответственно, ES - фермент-субстратный комплекс, $k_{+1}, k_{-1}, k_{+2}, k_{-2}$ - константы скоростей реакций (знак «+» означает, что реакция прямая, знак «-» - обратная).

Скорость протекания ферментативной реакции определяет скорость прироста биомассы микробных клеток, а значит, и скорость процесса биологической очистки воды [23, 58, 145]. Из концепции лимитирующего фактора («узкого места») метаболизма известно, что выносливость

организмов определяется наиболее слабым элементом его экологических потребностей.

Применительно к биологической очистке воды можно сказать, что скорость деструкции субстрата лимитируется наиболее медленной стадией ферментативной реакции, в которой принимает участие данный субстрат, проникая в клетку.

Есть основания предполагать [19, 20, 21, 22], что для биологической очистки в биосорбционном аппарате воды лимитирующим фактором является первая ферментативная реакция, происходящая между молекулой микроорганизма и субстрата, например, перенос субстрата через мембрану клетки микроорганизма.

Для получения математической модели процесса очистки в биосорбере примем следующие положения:

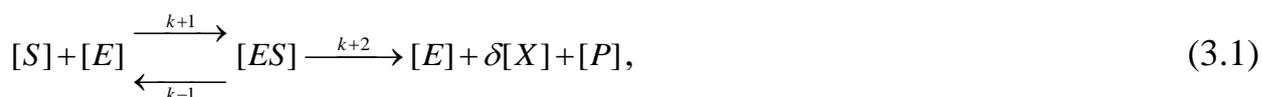
- Во время обработки воды загрузка биосорбера начинает адсорбировать органические вещества, некоторые из которых могут служить субстратом для развития микроорганизмов.

- Поскольку клетки микроорганизмов, принимающих участие в очистке воды, малы, процессом диффузии субстрата внутрь клетки можно пренебречь. Следовательно, концентрации субстрата внутри микробиальной клетки и в окружающей среде можно принять одинаковыми.

- Молекулярный вес всех биополимеров клетки одинаков.

- Относительное содержание каждого биополимера в микробиальной клетке остается постоянным.

Процесс прироста биомассы в результате протекания ферментативной реакции в этом случае описывается следующим образом:



где $[S]$, $[E]$, $[ES]$, $[X]$ - концентрации фермента E, субстрата S, фермент-субстратного комплекса ES и биополимеров X соответственно. Причем

молярная концентрация субстрата и биополимеров определяется следующим образом:

$$[S] = \frac{S}{M_s}, [X] = \frac{X}{M_x},$$

где M_s, M_x - молекулярный вес субстрата и биополимеров соответственно.

Коэффициент δ в уравнении (3.1) представляет собой стехиометрический коэффициент: $\delta = Y \frac{M_s}{M_E}$, где Y - экономический коэффициент.

Поскольку относительное содержание каждого биополимера в клетке остается постоянным, то:

$$[E] + [ES] = e[X], \quad (3.2)$$

где e - доля фермента в общей биомассе клетки.

В соответствии с законом действующих масс для уравнения ферментативной реакции (3.2) имеем следующую систему дифференциальных уравнений:

$$\begin{cases} \frac{d[ES]}{dt} = k_{+1} \times [S] \times [E] - k_{-1} \times [ES] - k_{+2} [ES] \\ \frac{d[S]}{dt} = -k_{+1} \times [S] \times [E] + k_{-1} \times [ES] \\ \frac{d[X]}{dt} = k_{+2} \times \delta \times [ES] \end{cases} \quad (3.3)$$

Подставив (3.2) в (3.3), получим:

$$\begin{cases} \frac{d[ES]}{dt} = k_{+1} \times [S] \times (e[X] - [ES]) - k_{-1} \times [ES] - k_{+2} [ES] \\ \frac{d[S]}{dt} = -k_{+1} \times [S] \times (e[X] - [ES]) + k_{-1} \times [ES] \\ \frac{d[X]}{dt} = k_{+2} \times \delta \times [ES] \end{cases} \quad (3.4)$$

Положим $\frac{[ES]}{e \times [X]} = \lambda$, $\frac{[S]}{S_0} M_s = l$, $\frac{e \times k_{+1} \times X_0}{M_x} t = \tau$. В этом случае (3.4)

примет вид:

$$\begin{cases} \frac{eM_s}{M_x} \times \frac{d\lambda}{d\tau} = \frac{S_0}{X_0} \times l \times (1-\lambda) - \frac{k_{-1}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{X_0} \times \lambda - \frac{k_{+2} \times M_s}{k_{+1} \times X_0} \times \lambda \\ \frac{dl}{d\tau} = -x \times l \times (1-\lambda) + \frac{k_{-1}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{S_0} \times x \times l \\ \frac{dx}{d\tau} = Y \times \frac{k_{+2}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{X_0} \times x \times l \end{cases} \quad (3.5)$$

Переменная λ в системе уравнений (3.5) является быстрой относительно других переменных системы, а концентрация фермент-субстратного комплекса ES во время протекания ферментативной реакции быстро изменяется и принимает некоторое постоянное значение, в то время как концентрации субстрата S и биополимеров X не успевают значительно измениться. Тогда по теореме Тихонова правую часть первого уравнения системы (3.5) можно приравнять к нулю [21], при этом получим вырожденную систему уравнений:

$$\begin{cases} 0 = \frac{S_0}{X_0} \times l \times (1-\lambda) - \frac{k_{-1}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{X_0} \times \lambda - \frac{k_{+2} \times M_s}{k_{+1} \times X_0} \times \lambda \\ \frac{dl}{d\tau} = -x \times l \times (1-\lambda) + \frac{k_{-1}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{S_0} \times x \times l \\ \frac{dx}{d\tau} = Y \times \frac{k_{+2}}{k_{+1}} \times \frac{M_s}{X_0} \times x \times l \end{cases} \quad (3.6)$$

Переходя от безразмерных величин λ, l, x, τ к весовым концентрациям субстрата S, фермента E и фермент-субстратного комплекса ES, получим:

$$\begin{cases} \frac{dX}{dt} = \frac{e \times Y \times \frac{M_s}{M_x} \times k_{+2} \times S \times X}{\frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} \times M_s + S} \\ \frac{dS}{dt} = -\frac{\frac{M_s}{M_x} \times e \times k_{+2} \times S \times X}{\frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} \times M_s + S} \end{cases} \quad (3.7)$$

Приняв в системе уравнений (3.7), что $\frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} \times M_s = K_s$ и

$$e \times Y \times \frac{M_s}{M_x} \times k_{+2} = \mu_m, \text{ получим } \begin{cases} \frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m \times S \times X}{K_s + S} \\ \frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m / Y \times S \times X}{K_s + S} \end{cases}, \quad (3.8)$$

где μ_m - максимальная скорость роста биомассы, т.е. микроорганизмов.

Инженерная интерпретация второго уравнения системы (3.8) допускает следующее упрощение:

$$v = \frac{L_0 - L_e}{X \times T} = p(L_e) = \frac{p_m \times L_e}{K_L + L_e}, \quad (3.9)$$

где L_0 - обобщенная характеристика загрязнения воды на входе, L_e - обобщенная характеристика загрязнения воды на выходе, X - средняя концентрация микроорганизмов, T - продолжительность обработки воды в реакторе, p_m - максимальная удельная скорость очистки, K_L - положительная константа.

Как показали результаты обработки экспериментальных данных полученное уравнение для идеализированной схемы окисления однокомпонентных загрязнений можно использовать для оценки эффективности работы биоаппаратов для обесцвечивания воды. Более качественное приближение для оценки скорости окисления загрязнений в биореакторе дает нелинейное уравнение

$$v = \frac{L_0 - L_e}{X \times T} = p(L_e) = \frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}. \quad (3.10)$$

Для математического описания процессов, протекающих в многосекционном медленном фильтре или биосорбционном реакторе, органическую нагрузку удобно выразить в $\left[\frac{L_0}{X \times T} \right] = \frac{^0 \text{ПКШ} \times l}{g \times \text{сут}}$. Здесь $[X] = \frac{g}{l}$ - коэффициент нагрузки на единицу массы загрузки медленного фильтра или биосорбера.

По экспериментальным данным может быть построена зависимость $p = p(L_e)$ при фиксировании L_0 как параметра. Методами идентификации математических моделей определяются коэффициенты в модельном уравнении
$$p(L_e) = \frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}.$$

Графическая зависимость $p = p(L_e)$ для секционного медленного фильтра при скорости фильтрования 0.1-0.2 м/ч, обрабатывающего высокоцветные воды реки Шуя (республика Карелия) при $L_0 = 140$ градусов платино-кобальтовой шкалы и температуре 15°C, представлена на рис. 3.9.

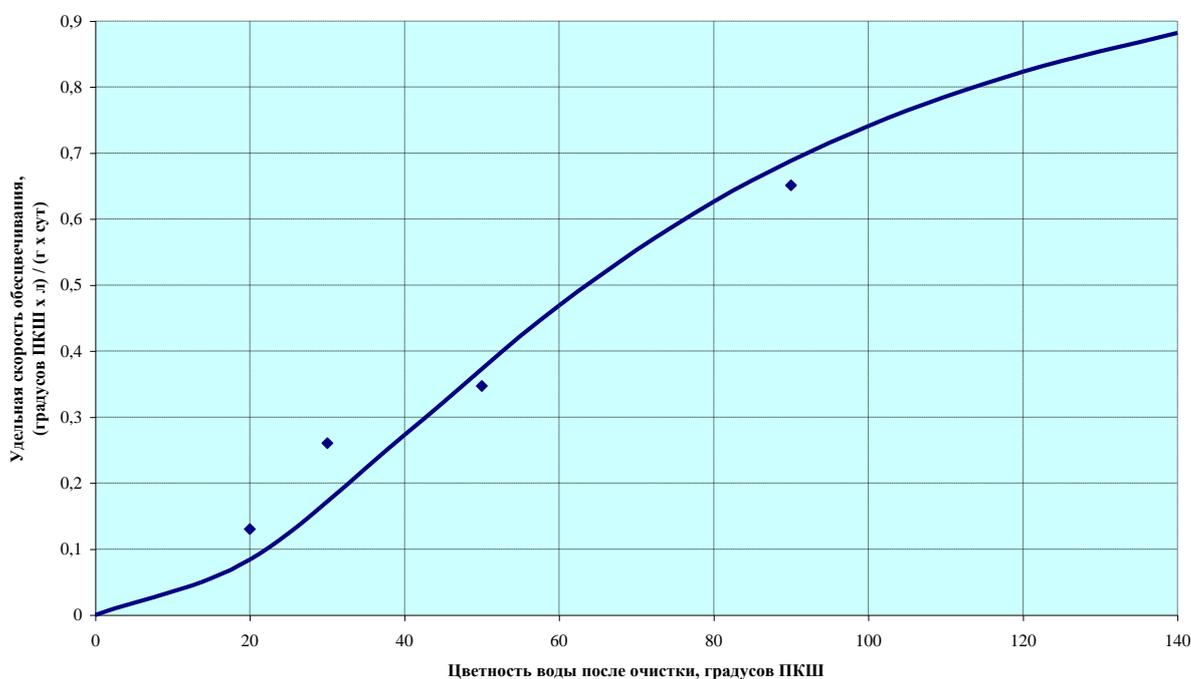


Рис. 3.9. Зависимость удельной скорости обесцвечивания от глубины обесцвечивания для технологии медленного фильтрования

Максимальная скорость обесцвечивания воды в секционном медленном фильтре составила $p_m = 1.1 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times \text{л}}{\text{г} \times \text{сут}} \right)$. Методом Гаусса определено значение коэффициента $K_L = 34.6 (^0 \text{ПКШ})$ для уравнения (3.10).

Максимальная скорость обесцвечивания воды в биосорбционном аппарате составила $p_m = 1.1 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times \text{л}}{2 \times \text{сут}} \right)$, коэффициент $K_L = 34.6 (^0 \text{ПКШ})$ для уравнения (3.9).

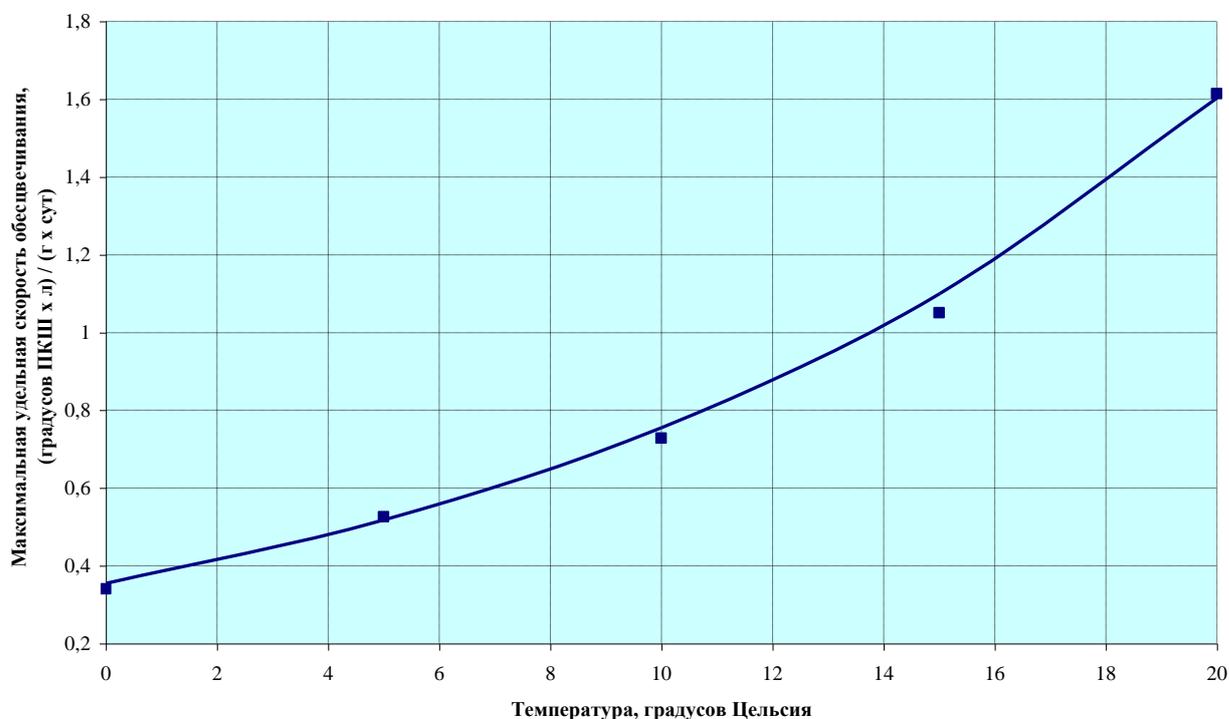


Рис. 3.10. Зависимость максимальной удельной скорости обесцвечивания от температуры

Максимальная скорость процесса обесцвечивания p_m на медленном фильтре и в биосорбционном аппарате, как показали лабораторные исследования, является функцией температуры. С нашей точки зрения это полностью объясняется термолабильностью ферментов. Известно, что при повышении температуры на 10°C скорость биохимической реакции возрастает в два раза, а при понижении, напротив, уменьшается в два раза (рис. 3.10). Ферменты же имеют белковую структуру, следовательно, при повышении температуры тепловая денатурация белка-фермента способствует уменьшению его концентрации, а значит и уменьшению скорости ферментативной реакции. Установлено [11], что максимальная скорость катализируемой ферментом реакции достигается при $45 - 50^\circ\text{C}$ (opt на рис. 3.11), при дальнейшем повышении температуры тепловая денатурация

фермента приводит к инаktivации фермента, сопровождающейся постепенным уменьшением скорости реакции вплоть до полного ее прекращения (рис. 3.11). Что касается низких температур, то при них ферменты не разрушаются, но их активность падает практически до нуля.

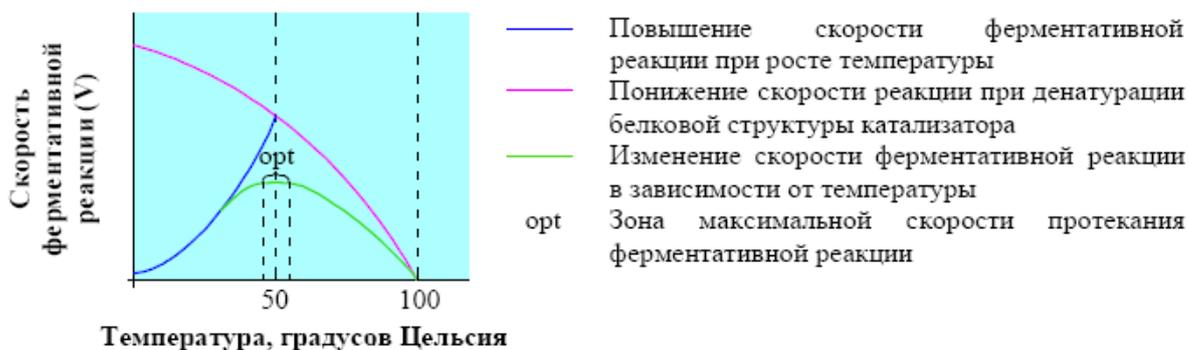


Рис. 3.11. Зависимость скорости ферментативных реакций от температуры

Для описания температурного эффекта рядом автором [140, 22] предлагается использовать уравнение Аррениуса, из которого следует:

$$p_m = p_{0m} \times k^{t-t_0}, \quad (3.11)$$

где k - температурная поправка, p_{0m} - скорость процесса при некоторой фиксированной температуре t_0 .

Методом наименьших квадратов для условий экспериментов нами установлено, что $k = 1.035$ для медленного фильтрования, $k = 1.028$ для биосорбционной технологии.

Информация о параметрах K_L и p_m в уравнении (3.10) для определения удельной скорости обесцвечивания в условиях медленного фильтрования и биосорбции приведена в таблице 3.3.

Таблица 3.3. Значения параметров K_L и p_m

Исходная вода	Начальная цветность, °ПКШ	Тип устройства и условия	Параметры уравнения (3.10)
р. Шуя, цветность обусловлена гуминовыми кислотами	140	Многосекционный медленный фильтр с песчаной загрузкой, активная высота загрузки секции – 5 см, температура воды – 15°C	$p_m = 1.1 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times l}{z \times c_{ум}} \right),$ $K_L = 34.6 (^0 \text{ПКШ})$
р. Шуя, цветность обусловлена гуминовыми кислотами	140	Биосорбер, уголь марки АГ-5, температура воды – 15°C	$p_m = 11.0 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times l}{z \times c_{ум}} \right),$ $K_L = 12 (^0 \text{ПКШ})$

3.4. Особенности биологической предочистки высокоцветных природных вод в биосорбционном фильтре

3.4.1. Конструктивные особенности биосорбционного фильтра

Наблюдения за процессом биосорбции в аппарате колонного типа выявили существенный недостаток конструкции. В отсутствие механических префильтров и нисходящей фильтрации в верхних слоях загрузки аккумулируются загрязнения, фильтрационная среда частично коагулируется, а эффект очистки резко снижается. Эффективность очистки снижается (значительно) и в случае повышения скорости фильтрации до 0.1 – 0.2 м/ч. Последнее обстоятельство приводит к необходимости использования «широких» фильтров, что возможно в лабораторных условиях, но исключает возможность практического применения. Дальнейшие эксперименты с установками колонного типа подтвердили жизнеспособность только одного варианта компоновки биосорбера, в котором неочищенная вода движется через сорбент снизу вверх. Кроме того, устойчивый режим работы возможен только при флюидизации сорбента, способствующей также некоторому (на 15-20%) увеличению удельной скорости очистки, что объясняется максимизацией обмена между биомассой, населяющей сорбент, и водой. Расширение и

флюидизация сорбента происходит только при условии превышения скорости фильтрации некоторого порогового значения.

Схема модернизированного варианта биосорбера колонного типа, названного нами «биосорбционный фильтр», представлена на рис. 3.12. В качестве корпуса аппарата во многих случаях удастся использовать корпуса из стекловолокна или нержавеющей стали стандартных засыпных фильтров, широко представленных на рынке водоочистного оборудования.

В лабораторных условиях в качестве удобного аналога биосорбционной колонны (решается проблема соотношения высоты и поперечного сечения биосорбционного фильтра) использовались трубы $\varnothing 40-110$ мм из технического полипропилена и поливинилхлорида, соединенные между собой с помощью муфт с резиновыми уплотнителями, посаженными на силиконовый герметик.

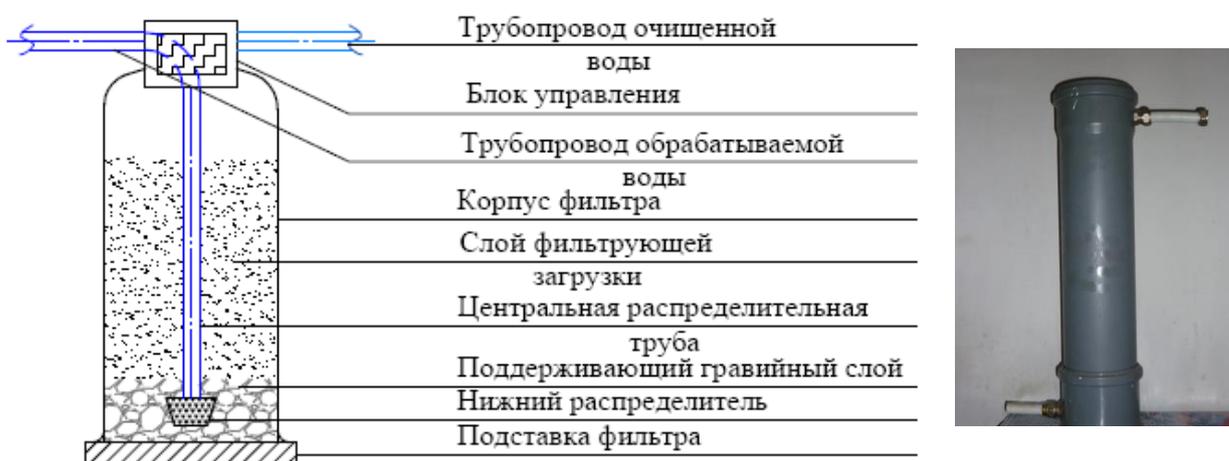


Рис. 3.12. Биосорбционный фильтр

Биосорбционный фильтр тестировался для двух режимов работы: прямой и обратной фильтрации. В первом случае исходная вода, прошедшая предварительную очистку на механическом фильтре, поступала через входной патрубков биосорбционного фильтра внутрь, проходила сквозь сорбционную загрузку сверху вниз и далее через нижний распределитель попадала в водоподъемную трубу и отводилась к выходному патрубку.

В случае обратной фильтрации вода подавалась в фильтр через центральную распределительную трубу и поднималась вверх; при

достижении критического значения скорости фильтрации восходящие токи исходной воды взмучивают загрузку и ее объем существенно увеличивается.

Стабильный (без кольматаций) режим работы биосорбционного фильтра достигается при минимальной степени расширения сорбента и начале флюидизации загрузки. При достижении критической величины скорости фильтрации, соответствующей началу расширения, потери напора в фильтре стабилизируются и слабее изменяются с дальнейшим увеличением степени расширения.

Что касается потерь напора при флюидизации, то они незначительны и не превышают 1 м.в.с. для двухметрового биосорбционного фильтра (при высоте слоя загрузки 70 – 80 см и 100% расширении загрузки) для гранулированных активированных углей.

Для практики большое значение имеет вопрос определения критических скоростей начала флюидизации и выноса гранул из аппарата, а также построения функциональной зависимости между степенью флюидизации потока и скоростью восходящего потока воды.

3.4.2. Общие соображения о флюидизации слоя гранулированного сорбента в биосорбционном фильтре с нисходящим движением потока

Некоторые общие соображения об определении критической скорости начала расширения, степени флюидизации потока в биосорбционном фильтре, а также о скорости выноса сорбента из фильтра излагаются ниже с той существенной оговоркой, что в любом случае достоверные (и необходимые для проектирования) результаты могут быть получены только при технологическом моделировании, поскольку (как это выяснилось при проведении экспериментов) существенно зависят от ряда факторов, которые невозможно учесть при математическом моделировании:

- От типа используемого сорбента;
- От состава и температуры воды;

- От размеров биосорбционного фильтра (соотношения высоты и ширины).

Прежде всего, процитируем авторитетный источник [166] в котором сообщается, что «в реакторе, содержащем твердые частицы, через которые проходит жидкость в направлении снизу вверх, каждая частица подвергается одновременно воздействию силы тяжести и силы трения, возникающей при движении жидкости. Равновесие этих сил определяет критическую скорость (см. закон Стокса для случая ламинарного течения).

Если скорость восходящего потока меньше критической скорости, твердая частица оседает на дно, если же скорость восходящего потока больше критической, частица увлекается потоком в верхние слои жидкости». К сожалению, в [166] не сообщается о какой критической скорости идет речь (о скорости выноса сорбента из фильтра или, как можно подумать из контекста, о критической скорости начала флюидизации) и не уточняется принципиальная возможность применения закона Стокса для определения этой скорости в реальных аппаратах. Мы полагаем, единственной задачей, которую с определенными упрощениями можно свести к внешней задаче гидравлики, является задача об определении скорости выноса гранулы сорбента из фильтра. На ней остановимся более подробно.

3.4.3. Определение скорости выноса гранул сорбента из биосорбционного фильтра

С нашей точки зрения, механизм выноса загрузки из фильтра может быть представлен следующим образом. Часть гранул сорбента в процессе движения во флюидизационном слое попадает на верхнюю границу псевдооживленного слоя и выносятся в надслойное пространство. Дальнейшая судьба гранулы полностью определяется соотношением сил тяжести, Архимеда и гидродинамического сопротивления. Поскольку в качестве загрузки биосорбционного фильтра используются гранулы равного размера, то задача определения скорости выноса сорбента сводится к

внешней задачи гидродинамики по изучению обтекания отдельных гранул, вышедших в надслойное пространство, несжимаемой жидкостью. Для упрощения взаимодействием отдельных гранул сорбента в надслойном пространстве будем пренебрегать.

Математическое изучение движения тел в вязкой жидкости сопряжено со столь большими трудностями, что и в настоящее время с возможностью использования быстродействующих ПЭВМ такому изучению доступны в основном только предельные случаи (очень большой и очень малой вязкости).

Что касается случая малых чисел Рейнольдса (случая большой вязкости), то традиционно можно пренебречь силами инерции по сравнению с силами вязкости и считать, что перепад давления и силы трения, приложенной к любой части жидкости, уравновешивают друг друга. Для этого случая наиболее известно теоретическое решение Стокса для определения сопротивления движения шара в ламинарном потоке:

$$W = 6 \times \pi \times \mu \times v \times r, \quad (3.12)$$

где π - число пи, μ - вязкость среды, v - скорость движения шара радиуса r в вязкой среде.

Для условий равномерного падения шара (без учета влияния восходящего потока воды) в вязкой среде можно рассмотреть задачу падения гранулы сорбента в биосорбционном фильтре.

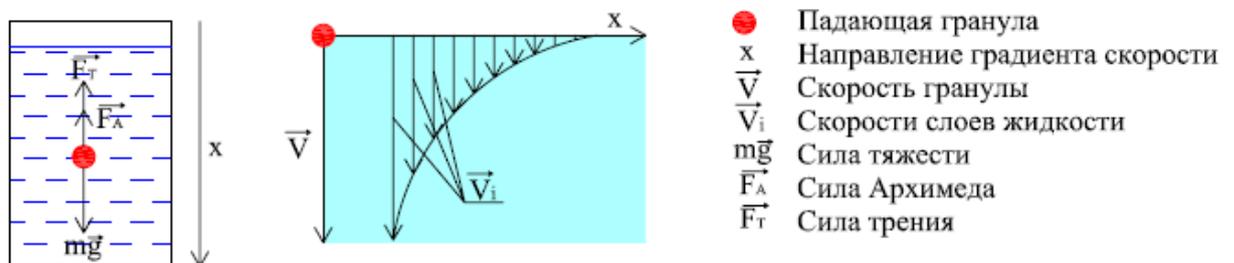


Рис. 3.13. Падение гранулы и распределение скоростей в слоях жидкости

На гранулу действуют три силы. Проецируя уравнения II-го закона Ньютона на вертикальную ось, имеем:

- Сила тяжести $mg = \rho \times v \times g = \frac{4}{3} \times \pi \times r^3 \times \rho \times g$, (3.13)

где $V = \frac{4}{3} \times \pi \times r^3$ - объем гранулы сорбента, ρ - плотность гранулы сорбента, m - масса гранулы сорбента.

- Выталкивающая сила $F_a = \rho_0 \times v \times g = \frac{4}{3} \times \pi \times r^3 \times \rho_0 \times g$, (3.14)

где ρ_0 - плотность воды.

- Силы вязкости $W = 6 \times \pi \times \mu \times v \times r$. (3.15)

Уравнение движения в данном случае имеет вид

$$m \times a = \frac{4}{3} \times \pi \times r^3 \times (\rho - \rho_0) \times g - 6 \times \pi \times \mu \times v \times r, \quad (3.16)$$

где a - ускорение гранулы сорбента.

Для статического случая (равномерного движения гранулы) с учетом поправки Ладенбурга на наличие стенок в биосорбционном фильтре радиуса R для скорости падения гранулы имеем:

$$v = \frac{\frac{2}{9} \times g \times r^2 \times (\rho - \rho_0)}{\mu \times \left(1 + 2.4 \times \frac{r}{R}\right)}. \quad (3.17)$$

Понятно, что если скорость восходящего потока превысит эту скорость, гранула будет вынесена из фильтра. Расчеты по формуле (3.17) приводят к следующим результатам. Для угля марки АГ-5, например, имеем:

$$v = \frac{\frac{2}{9} \times g \times r^2 \times (\rho - \rho_0)}{\mu \times \left(1 + 2.4 \times \frac{r}{R}\right)} = \frac{\frac{2}{9} \times 9.8 \times (1.0/1000)^2 \times (2100 - 1000)}{0.00101 \times (1 + 2.4 \times 0)} = 2.4 \text{ (м/с)},$$

где ρ - истинная плотность гранул сорбента принята согласно паспортным данным на сорбент равной 2100 кг/м³.

Учитывая образование на поверхности мелких частиц тонкого слоя воды, химически и механически связанного с материалом гранул, следует ожидать, что реальная эффективная объемная плотность гранул угля существенно меньше заявленной в паспортных данных. Опыты по изучению

движения отдельных гранул в стеклянной колонне показывают, что значения эффективной объемной плотности составляют всего 1100-1200 кг/м³.

Тем не менее, скорости, рассчитанные по формуле (3.17) даже с учетом реальной плотности гранул, значительно превышают скорости выноса по факту, что на наш взгляд полностью объясняется тем, что $Re \gg 1$, для которых было получено решение Стокса.

Сила сопротивления при числах $Re \gg 1$ может быть представлена в виде: $W = c \times \frac{\rho_0 \times v^2}{2} \times \pi \times r^2$ [45], (3.18)

где c - коэффициент силы сопротивления, зависящий от критерия Re .

Экспериментальные данные о величине коэффициента сопротивления круглых гранул представлены на рис. 3.14.

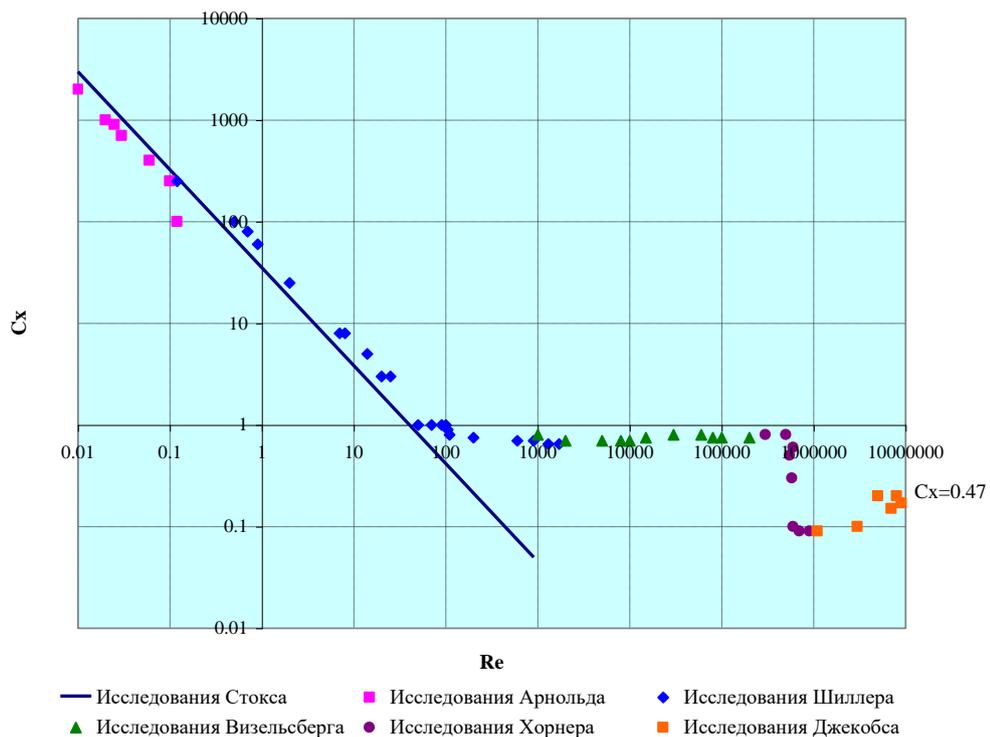


Рис. 3.14. Зависимость коэффициента сопротивления от числа Рейнольдса

Принимая значения c в области $Re_{кр}$ равным 0.47, получаем следующее расчетное соотношение для получения скорости выноса:

$$m \times a = \frac{4}{3} \times \pi \times r^3 \times (\rho - \rho_0) \times g - \frac{0.47 \times \rho_0 \times v^2}{2} \times \pi \times r^2, \quad (3.19)$$

применяя метод установления, имеем
$$v = \sqrt{\frac{\frac{8}{3} \times r \times (\rho - \rho_0) \times g}{0.47 \times \rho_0}} . \quad (3.20)$$

Для угля марки АГ-5, например, скорость свободного падения гранулы (она скорость восходящего потока выноса гранулы из аппарата):

$$v = \sqrt{\frac{\frac{8}{3} \times 0.001 \times (1100 - 1000) \times 9.8}{0.47 \times 1000}} = 0.078 \text{ м/с}.$$

Этот результат уже достаточно близок к полученному нами экспериментально. Располагая информацией о фактических скоростях выноса гранул из сорбционного фильтра, можно попытаться определить значения коэффициента силы сопротивления для различных «чистых» гранул. Однако, для инженерных расчетов оценки, получаемые по формуле (3.20), дают вполне приемлемые результаты. Для расчета биосорбционных аппаратов существенно, что «заряженные» гранулы значительно легче «чистых», соответственно скорость выноса в реальном аппарате будет меньше. Более подробно этот вопрос рассматривается ниже.

3.4.4. Определение степени флюидизации сорбционного слоя и начальной скорости флюидизации

Механизм перехода неподвижного слоя загрузки во флюидизационное состояние традиционно описывается следующим образом [166].

При наличии неподвижного слоя увеличение скорости потока жидкости приводит к увеличению перепада давления в слое. Слой сохраняет неподвижное состояние до тех пор, пока вес слоя, приходящийся на единицу площади, не станет равным перепаду давления. При дальнейшем увеличении скорости слой переходит во флюидизационное состояние и потери напора стабилизируются [141]. Сказанное иллюстрирует рис. 3.15.

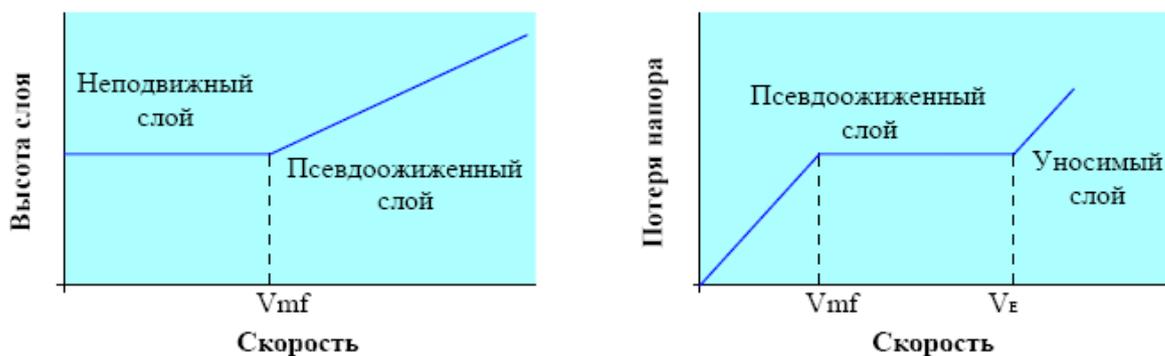


Рис. 3.15. Графическая интерпретация механизма перехода неподвижного слоя загрузки во флюидизационное состояние

Для реального биосорбционного фильтра, как показали проведенные нами эксперименты, участок стабилизации потерь напора в псевдооживленном слое отсутствует (или, по крайней мере, не явно выражен). Последнее обстоятельство объясняется тем, что для обеспечения флюидизации потока требуются поддерживать скорости движения потока воды в аппарате не ниже 9-10 м/ч, что возможно при вытянутой форме фильтра (высота значительно превышает площадь поперечного сечения). В этих условиях, вероятно, значительный вклад в величину потерь напора вносит эффект взаимодействия гранул сорбента со стенками фильтра.

Переход неподвижного слоя во флюидизационный внешне выражается в изменении концентрации твердой фазы. Попытки найти связь между физическими параметрами загрузки, потока и порозностью имели успех и привели [141] к получению экспериментальной зависимости для определения параметров флюидизационного слоя.

Традиционно зависимость строится в осях «критерий Рейнольдса – порозность слоя», т.е. в виде функции $Re = Re(e_n)$, где e_n - порозность расширенного слоя.

Преобразовывая зависимость [141] к виду, удобному для использования в наших целях, получаем следующую систему уравнений:

$$\left\{ \begin{array}{l} e_n = 1 - \frac{H_{ads}}{H_{ads}^f} \times (1 - e) \\ e_n = \left(\frac{a \times Re + b \times Re^2}{Ar} \right)^c \\ Ar = \frac{g \times d_{sb}^3 \times \gamma_{sb}^{ист} - \gamma_b}{\nu^2 \times \gamma_b} \times (1 - P_i) \\ \nu = \frac{Re \times \nu}{d_{sb}} \end{array} \right. \quad (3.21)$$

где e_n - порозность расширенного слоя сорбента в биосорбционном фильтре, H_{ads}^f - высота флюидизационного слоя в метрах, H_{ads} - высота слоя загрузки в неподвижном состоянии в метрах, Re - критерий Рейнольдса, использующийся в форме последнего уравнения системы (3.21), Ar - число Архимеда, a, b, c некоторые константы (приняты в соответствии с рекомендациями [141] равными 18, 0.36, 0.21 соответственно), d_{sb} - диаметр гранулы сорбента в метрах, $\gamma_{sb}^{ист}$ - истинная плотность сорбента в кг/м³, γ_b - плотность воды в кг/м³, P_i - удельная пористость сорбента, ν - кинематическая вязкость воды в м²/с.

Удельная пористость сорбента определяется как $P_i = \frac{\gamma_{sb}^{ист} - \gamma_{sb}^{каж}}{\gamma_{sb}^{ист}}$, где

$\gamma_{sb}^{каж}$ - кажущаяся плотность сорбента в кг/м³.

Порозность неподвижного слоя определяется по соотношению

$$e = 1 - \frac{\gamma_{sb}^{нас}}{\gamma_{sb}^{каж}}, \text{ где } \gamma_{sb}^{нас} - \text{насыпная плотность сорбента в кг/м}^3.$$

Модель (3.21) неплохо описывает зависимость степени расширения «чистого» сорбента при варьировании скорости восходящего фильтрования. Сказанное иллюстрирует рис. 3.16, на котором представлены теоретические зависимости степени расширения от скорости и полученные экспериментально как для «чистого» сорбента, так и для заряженного в фильтре «биосорбента».

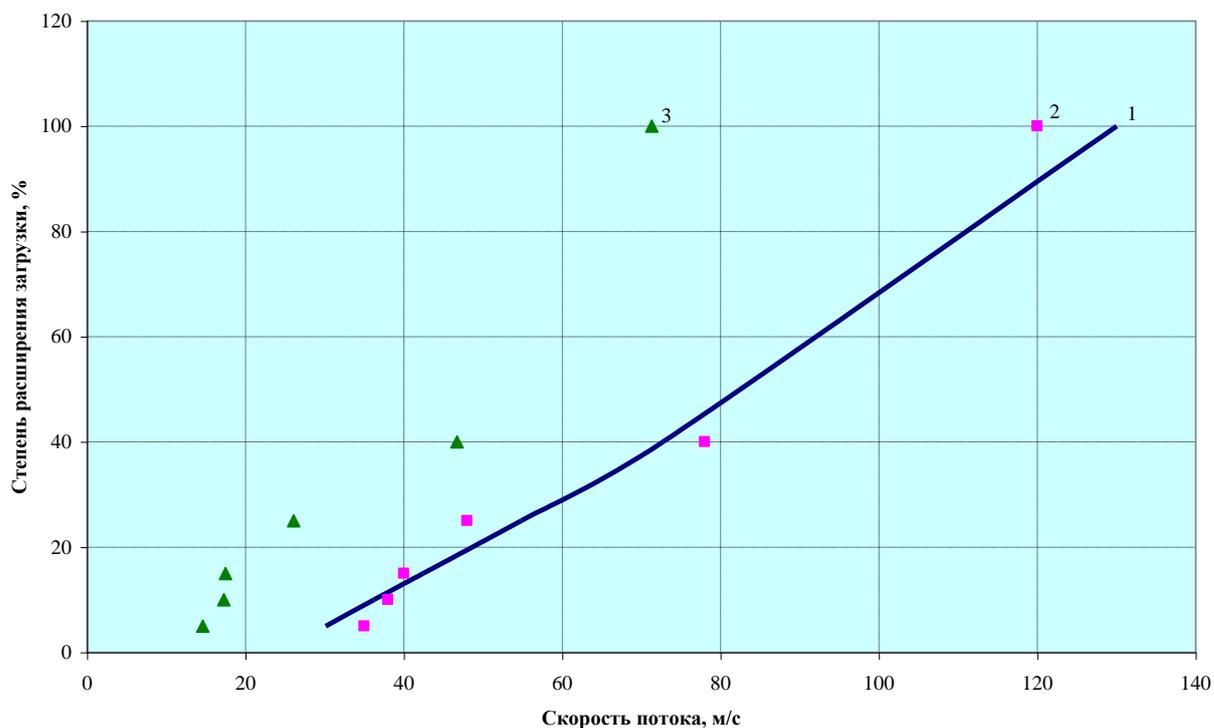


Рис. 3.16. Зависимость степени расширения сорбента от скорости
 фильтрация:
 1 – теоретическая, 2 – для чистого сорбента, 3 – для биосорбента

При необходимости возможно методами математической идентификации моделей установить значения параметров a , b , $\gamma_{sb}^{ист}$, $\gamma_{sb}^{каж}$, $\gamma_{sb}^{нас}$. Сказанное иллюстрирует рис. 3.17, на котором приводятся результаты наших экспериментов с биосорбционными гранулами «заряженного» биосорбционного фильтра.

Однако, при проведении расчетов по формуле (3.21) следует иметь в виду, что они носят достаточно приближенный характер, поскольку достаточно сложно (невозможно) определить значения плотностей «несвежего» сорбента, гранулы которого покрыты тонкой биологической пленкой. Определенно можно говорить только о том, что после зарядки биосорбционного фильтра степень расширения слоя (порозность) при сохранении скорости фильтрации увеличивается. Это увеличение может достигать, по нашим данным, до 25-40%.

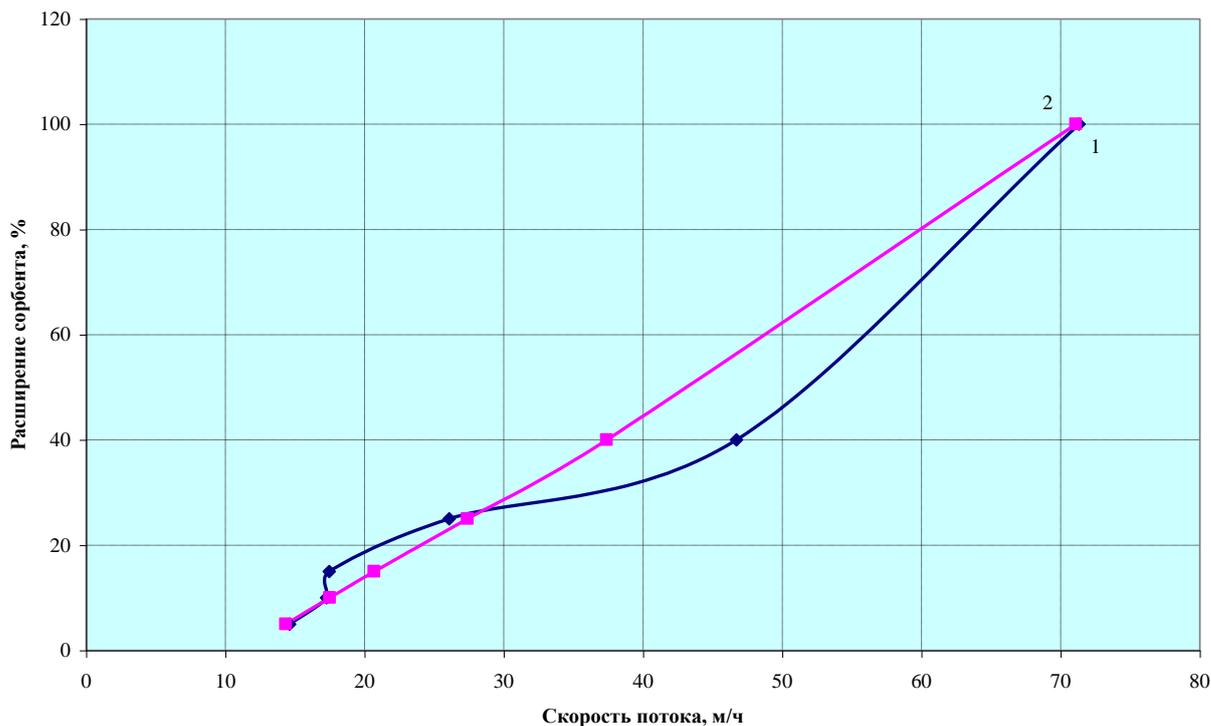


Рис. 3.17. Идентификация параметров модели (3.21) для гранул «заряженного» сорбента:
 1 – эксперимент с биосорбером, 2 – результат идентификации модели

В заключение этого раздела кратко остановимся на вопросах определения минимальной скорости флюидизации сорбента. Отметим, что минимальная скорость флюидизации зависит от слишком большого количества факторов (гранулометрический состав сорбента, состав исходной воды, ее температура, размеры биосорбционного аппарата, время от начала работы фильтра), чтобы попытаться построить единую расчетную модель. На наш взгляд, единственным достоверным способом определения значений этой величины является технологический эксперимент. Некоторую предварительную оценку минимальной скорости флюидизации чистого сорбента можно получить, положив $e_n = e$ в системе уравнений (3.21). Проведенные нами эксперименты свидетельствуют о том, что флюидизация заряженного сорбента начинается уже при скоростях фильтрования от 9-10 м/ч (рис. 3.18). При ограничениях на размеры биосорбционного фильтра эти значения можно принимать в качестве минимальных скоростей движения восходящего потока для заряженного биосорбционного фильтра.

Попутно заметим, что система (3.21) позволяет определить и скорость начала выноса сорбента из фильтра. Для определения этой скорости достаточно положить $e_n = 1$ (рис. 3.17).

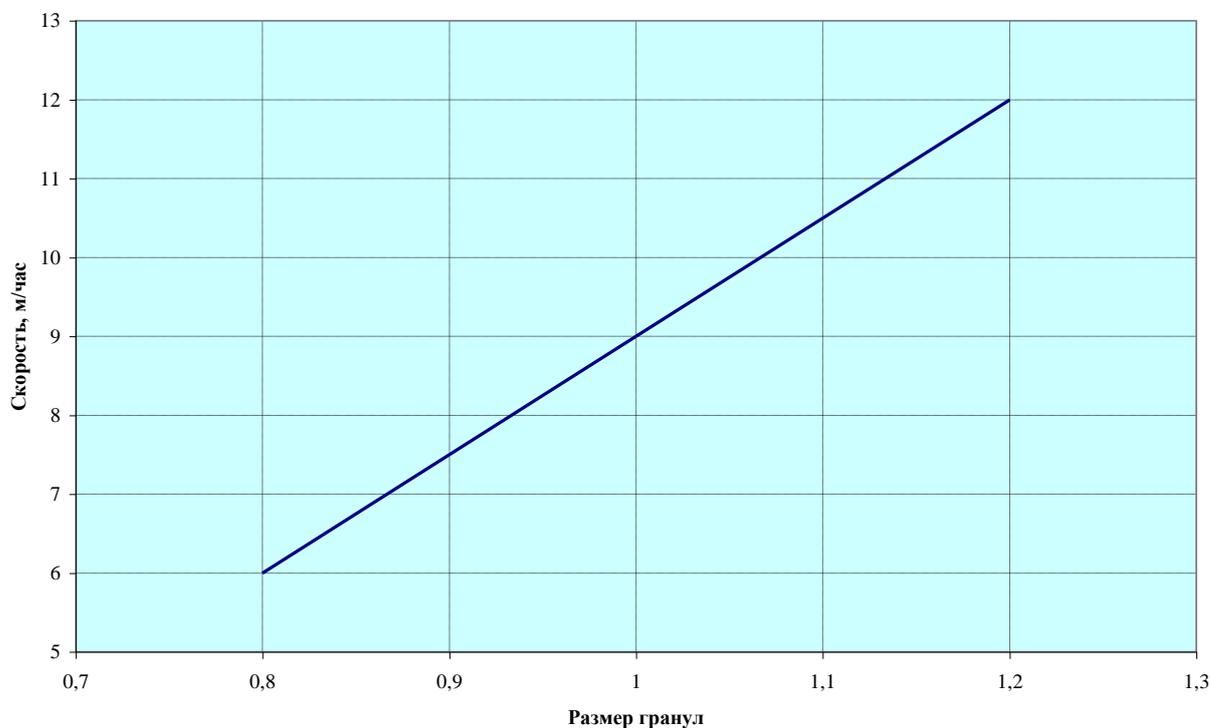


Рис. 3.18. Теоретическая скорость начала флюидизации чистого сорбента

Результаты, полученные этим способом, мало отличаются от значений, рассчитанных по формуле (3.20), и в целом достаточно близки к полученным нами экспериментально для «чистого» сорбента (рис. 3.19).

Плотность «заряженных» гранул активированного угля значительно ниже, активный вынос частиц угля АГ-5, средний диаметр которых не превышает 1.1 мм, начинается при скоростях восходящего потока воды 181-200 м/ч. Учитывая, что область эффективной флюидизации (при 30-50% степени расширения сорбента) ограничивается скоростями 50-80 м/ч, можно считать эти ограничения по скорости восходящего потока исключительно формальными.

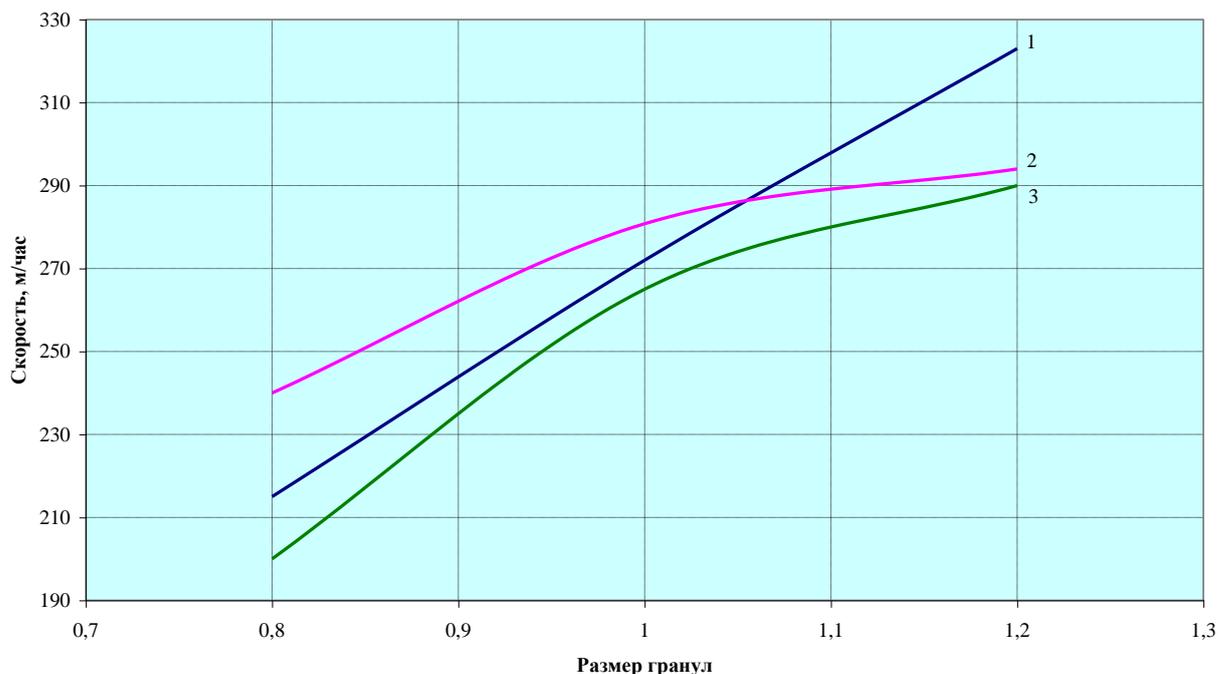


Рис. 3.19. Теоретические и экспериментальные данные о скоростях выноса гранул «чистого» сорбента:
 1 – теоретическая скорость выноса сорбента по модели 3.20, 2 – теоретическая скорость выноса сорбента по модели 3.21, 3 – экспериментальная скорость выноса сорбента

3.5.Обобщенная математическая модель биосорбционного фильтра

Подводя итог сказанному, отметим, что для устойчивого режима работы биосорбционного фильтра с установленным эффектом очистки, необходимо выполнение двух групп условий. Во-первых, масса загрузки фильтра должна отвечать экспериментально определенной удельной скорости очистки по отдельным компонентам (в рассматриваемом в монографии случае по цветности, но структура обобщенного уравнения скорости окисления загрязнений в биореакторе теоретически позволяет осуществлять расчеты по различным ингредиентам). Во-вторых, в аппарате должны быть обеспечены гидродинамические условия для возможности протекания процессов биологической деструкции. В случае с медленными фильтрами эти условия достигаются при низких скоростях фильтрации, в случае биосорбционных фильтров – при достижении скоростей начала флюидизации сорбента, обеспечивающих максимизацию обмена между биомассой, населяющей сорбент, и обрабатываемой водой.

После обобщения полученных в нашем исследовании результатов была предложена наиболее общая математическая модель биосорбционного фильтра для очистки природной воды (3.22) – (3.30).

$$M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q}{\frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}} \quad (3.22)$$

$$p_m = p_{0m} \times k^{t-t_0} \quad (3.23)$$

$$d = \sqrt{\frac{Q \times 4}{24 \times v \times \pi}} \quad (3.24)$$

$$h = \frac{4 \times M}{\rho \times \pi \times d^2} \times e_n \quad (3.25)$$

$$e_n = 1 - \frac{H_{ads}}{H_{ads}^f} \times (1 - e), \quad e = 1 - \frac{\gamma_{sb}^{нас}}{\gamma_{sb}^{каж}} \quad (3.26)$$

$$e_n = \left(\frac{a \times Re + b \times Re^2}{Ar} \right)^c \quad (3.27)$$

$$Ar = \frac{g \times d_{sb}^3 \times \gamma_{sb}^{ист} - \gamma_b}{v^2 \times \gamma_b} \times (1 - P_i), \quad P_i = \frac{\gamma_{sb}^{ист} - \gamma_{sb}^{каж}}{\gamma_{sb}^{ист}}, \quad (3.28)$$

$$v = \frac{Re \times \nu}{d_{sb}} \quad (3.29)$$

$$\frac{H_{ads}}{H_{ads}^f} = K \quad (3.30)$$

Уравнение (3.22) описывает идеализированную схему окисления однокомпонентных загрязнений и связывает скорость окисления с потребной массой сорбционной загрузки в аппарате, уравнение (3.23) учитывает связь максимальной удельной скорости окисления с температурой среды, уравнения (3.24), (3.25) определяют конструктивные размеры фильтра, а соотношения (3.26) – (3.29) – расчетную скорость фильтрования при нормированном значении расширения слоя загрузки (3.30).

Располагая данными о результатах технологического моделирования (параметры p_m , K_L , k , a , b , c), по уравнениям системы (3.22) – (3.30) можно с достаточной для инженерных расчетов точностью подобрать

основные параметры сооружения. Примеры подобных расчетов приводятся в главе 5 монографии.

3.6. Выводы по главе

Анализируя экспериментальные данные о характере изменения удельной скорости обесцвечивания природных вод при медленном фильтровании и их обработке на непосеребренном сорбенте при варьировании начальной цветности воды и фиксации выходной (после очистки) цветности, глубины (эффективности) очистки было показано, что это изменение носит нелинейный характер. Нелинейный характер изменения удельной скорости обесцвечивания удалось объяснить в рамках ферментативной теории Михаэлиса-Ментен, учитывающей явления насыщения и термолабильности ферментов. По результатам анализа основных расчетных уравнений теории было высказано предположение о наличии аналогий в терминологическом и методологическом подходах к моделированию и расчету сооружений биологической очистки природных и сточных вод и как результат предложен инженерный метод расчета медленных фильтров и биосорбционных аппаратов, основанный на использовании обобщенного уравнения биологического окисления органических веществ, содержащихся в природных водах. В заключительной части главы обоснованы общие технические требования к биосорбционным префильтрам с восходящим потоком, используемым в качестве аппаратов предочистки высокоцветных природных вод.

4. РАЗРАБОТКА ТЕОРЕТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОБОСНОВАНИЯ ВКЛЮЧЕНИЯ В ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ СХЕМЫ ОЧИСТКИ ВЫСОКОЦВЕТНЫХ МАЛОМУТНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД ПРОЦЕССОВ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ

4.1. Стоимость жизненного цикла водопроводных очистных сооружений как определяющая рациональный выбор технологии очистки природных вод

В первой главе работы отмечалось, что неудовлетворительное качество питьевой воды, производимой коммунальными водопроводами во многих случаях обусловлено несоответствием используемых технологических схем очистки и качеством воды в водоисточниках. Это характерное для отрасли явление связано с недооценкой, а в некоторых случаях даже с игнорированием отдельных элементов жизненного цикла водопроводных очистных сооружений и переключением интересов заказчиков, проектировщиков и прочих заинтересованных лиц исключительно в область непосредственного строительства очистных сооружений с целью в лучшем случае оптимизировать срок окупаемости инвестиций, в худшем - минимизировать стоимость капитальных вложений (первоначальных инвестиций).

Важно, что очистная станция представляет собой комплекс сооружений, предназначенных для подготовки за заданное время расчетного количества воды определенного качества, и содержит определенный набор сооружений, диктуемый физико-химическими свойствами исходной воды, производительностью очистных сооружений и принятой технологической схемой очистки [44], а необходимый эффект очистки по санитарно-химическим и микробиологическим показателям до гигиенических требований при указанном качестве исходной воды может быть обеспечен различными технологическими схемами очистки. Стоимость продукции

(очищенной воды) зависит от технологии водоподготовки и для каждой из них сильно различается.

При выборе технологии очистки воды часто не уделяют особое внимание расчетам стоимости жизненного цикла очистных станций. Зачастую игнорируются расходы на потребленную электроэнергию, покупку реагентов, эксплуатационные затраты, утилизацию осадка и пр. Ситуация усугубляется отсутствием соответствующих нормативных документов, регламентирующих процедуру обоснования выбора технологии очистки природных вод. Конечно, некоторые общие рекомендации по выбору технологии очистки с учетом ряда показателей качества исходной воды известны, однако формализованной методики решения этой задачи пока не существует. Более того, в действующих нормативных документах [154] указывается, что выбор схемы очистки воды решается в каждом конкретном случае отдельно с учетом опыта эксплуатации сооружений в схожих (аналогичных) условиях. Последнее утверждение, по сути, вносит определенный произвол в процесс проектирования очистных сооружений.

Ошибки, допущенные при выборе технологии очистки воды, выявляются, как правило, на этапе эксплуатации системы и исправляются экстенсивными методами. Компенсируя громадные издержки эксплуатационных затрат, информация о которых на этапе проектирования принималась во внимание как дополнительная и оценивалась исключительно интуитивно, предприятия, занимающиеся обслуживанием очистных сооружений, вынуждены экономить на реагентах, электроэнергии и тем более, затратах на экологию. Станции постоянно работают в перегруженном режиме при пониженном качестве функционирования.

Тем временем в зарубежной [190, 192], а относительно недавно и в отечественной специальной литературе [142, 157, 187] стали появляться публикации, в которых предлагается оценивать техническую, экономическую и экологическую целесообразность строительства и эксплуатации технических систем, порожденных так называемыми «затратными

проектами», с привлечением методологии оценки стоимости жизненного цикла. Данная методология широко используется при разработке, сравнении вариантов и обосновании выбора как для проектирования новых, так и при реконструкции действующих технических систем.

Основой концепции минимизации жизненного цикла технических систем является выделение отдельных этапов (циклов) возникновения и существования объекта. Жизненный цикл объектов коммунального водоснабжения, и, в частности, водоочистных сооружений может быть описан совокупностью следующих образующих цикл компонентов [157]:

1. Артикуляция потребности в создании или модификации объекта;
2. Появление и развитие замысла создания или модификации объекта;
3. Анализ альтернатив создания или модификации объекта, обоснования сделанного выбора;
4. Проектирование объекта на основании выбранной альтернативы;
5. Строительство объекта;
6. Введение в эксплуатацию объекта;
7. Эксплуатация объекта;
8. Устаревание объекта (несоответствие имеющихся свойств желаемым);
9. Возврат к состоянию 1 или уничтожение объекта.

С нашей точки зрения, фазы 3 – 4 в случае очистных сооружений определяют экологическую, экономическую и социальную эффективность объекта. Иными словами ошибки, допущенные при осуществлении предпроектных и проектных работ, фактически не устранимы и в целом нивелируют уровень надежности эксплуатации сооружений в последствии.

Эффективность реализации фаз 1-4 жизненного цикла определяется степенью детализации и глубиной проработки проектно-конструкторской документации. Оптимальные проектные решения в этом случае рождаются в результате изучения большого количества альтернативных решений, т.е. в рамках многовариантного проектирования.

В настоящее время необходимость многовариантного проектирования является общепризнанной [46, 70, 71], однако на практике все еще реализуется редко. Главная причина такого положения в сфере строительного проектирования заключается в крайне низкой степени реальной автоматизации проектно-конструкторского процесса.

В частности, исследования показывают, что при обычных условиях (при автоматизации проектирования на уровне внедрения программ двумерного черчения) в прямых затратах времени, которые непосредственно служат процессу проектирования, чертежные работы составляют более 30%, в то время как творческие элементы проектных работ – только 15%. Доля вычислительных работ по сравнению с проектными и чертежными работами в процентном отношении незначительна, поскольку многовариантные расчеты в условиях, когда треть сроков, отпущенных на разработку и выпуск проектной документации тратиться на чертежные работы, является непозволительной роскошью. Более 30% оставшегося времени составляют так называемые косвенные проектные работы, которые в основном могут быть охарактеризованы как «рутинные» этапы.

Таким образом, становится совершенно очевидным, что в сложившихся условиях «полуавтоматизированного» подхода к проектированию возможности комплексного учета всех девяти элементов, образующих жизненный цикл объектов коммунального водоснабжения, существенно ограничены. Как результат при разработке проектной документации реализуется, как правило, один заранее выбранный вариант технологии очистки, принятый «по опыту эксплуатации в схожих условиях».

Изменение сложившейся практики видится нам в эффективном применении ЭВМ для повышения качества принимаемых проектных решений за счет применения методов оптимального проектирования, ориентированных на минимизацию жизненного цикла водоочистных станций при обеспечении надлежащего уровня очистки по санитарно-химическим и микробиологическим показателям

С 2006 года компанией «ПСФ Исток» при участии автора разрабатывается и успешно внедряется в производство комплекс программного обеспечения для автоматизации отдельных этапов проектирования систем водоснабжения и водоотведения.

На начальных этапах нашей работы по рационализации проектирования систем водоснабжения и водоотведения основной доминантой являлось стремление автоматизировать «рутинные» этапы с помощью средств вычислительной техники. Автоматизация «рутинных» операций позволяет освободить проектировщика для творческой деятельности и повышает производительность проектирования на оформительских этапах работ.

Однако автоматизация только отдельных операций не вносит существенных изменений в сроки проектирования. Поэтому на следующем этапе мы рассматривали возможность создания средств автоматизации для «завязки» проекта, когда только продумываются отдельные элементы системы, принципиальные технологические решения. Результатом работы явился вычислительный комплекс, реализующий основные принципы многовариантного проектирования систем очистки природных вод. В основе системы лежит разработанная нами методология оценки стоимости жизненного цикла технологических схем очистки воды за расчетный период в условиях предпроектной неопределенности. С учетом ограничений на объем монографии и общей тематики нашего исследования в этой главе рассматривается подсистема комплекса, предназначенная для рационального выбора технологических схем очистки высокоцвентных маломутных природных вод с минимальной стоимостью жизненного цикла.

4.2. Постановка задачи оптимального синтеза водоочистой станции

Выбор состава сооружений водоподготовки с минимальной стоимостью жизненного цикла является задачей оптимизации - одной из

типовых задач, связанных с назначением режимов обработки воды и планированием деятельности станции на перспективу [46, 70].

Традиционно в отраслевой науке выделяют задачи двух уровней. Задачи первого уровня относятся к оптимизации технологической схемы водоочистного комплекса, задачи второго уровня направлены на оптимизацию работы отдельных сооружений и установок или механизмов.

Применительно к рассматриваемому случаю, постановка оптимизационной задачи выбора технологической схемы очистных сооружений (задача первого уровня) формулируется следующим образом: из конечного набора станций, состоящих из группы отдельных (независимых) сооружений, выбрать такие, которые при обеспечении необходимого эффекта очистки (по санитарно-химическим и микробиологическим показателям до гигиенических требований) обладают минимальной стоимостью жизненного цикла.

Для формализованного описания процесса очистки исходной воды на водоочистной станции рассмотрим ориентированный связанный граф, инкапсулирующий структуру водоочистной станции и схематично отображающий процесс переноса i -го ингредиента, характеризующего один из показателей исходной воды, внутри станции.

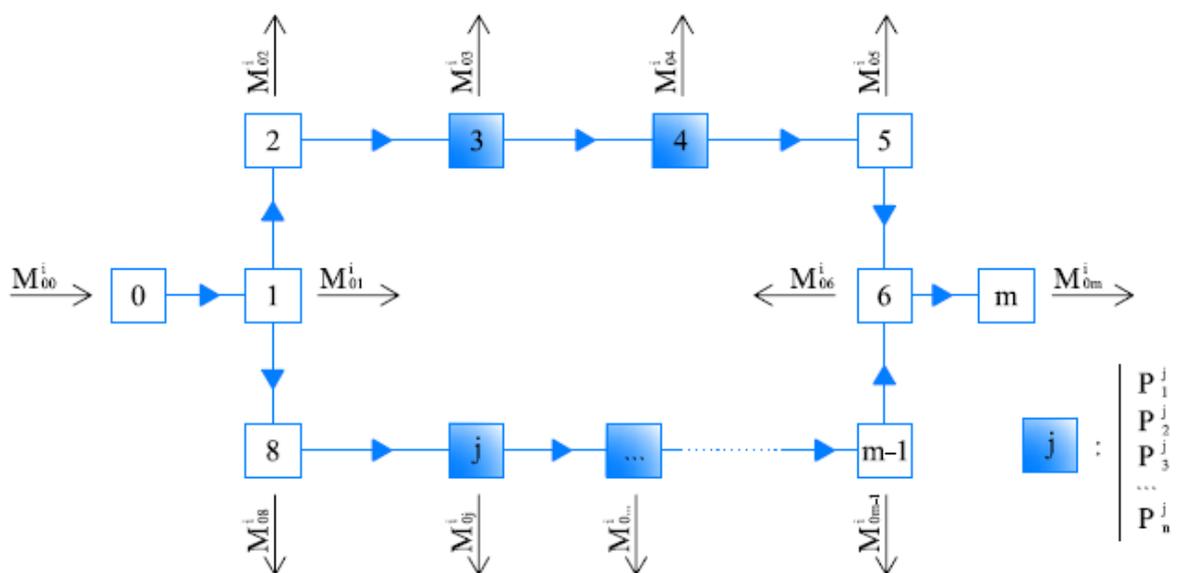


Рис. 4.1. Граф, инкапсулирующий структуру водоочистной станции

В графе водоочистой станции имеется три группы узлов:

- Ординарные (узлы 1, 2, 5, 6, 8, $m-1$ на рис. 4.1), необходимые для полноты описания коммуникационных связей между сооружениями очистной станции;
- Узел входа в станцию (узел 0) и узел выхода из станции (узел m);
- Узлы технологического оборудования (узлы 3, 4, j , ... на рис. 4.1), моделирующие отдельные сооружения очистной станции.

Каждый j -ый узел схемы характеризуется набором из n параметров $P_1^j, P_2^j, P_3^j, \dots, P_n^j$, образующих вектор \mathbf{P}^j , с необходимой для моделирования полнотой описывающий элемент коммуникации или сооружение очистной станции. Вектор \mathbf{M}^i описывает перенос i -го ингредиента внутри станции, а вектор \mathbf{M}_0^i - подачу (для узла 0) или отбор (для всех остальных узлов) массы i -го ингредиента внутри станции отдельными сооружениями.

В целом вся очистная станция однозначно определяется матрицей инцидентий графа и векторами $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$. Процесс переноса массы i -го ингредиента от входа в очистную станцию до выхода из нее при заданных параметрах отдельных сооружений в векторах $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$ может быть описан системой уравнений

$$A \times \mathbf{M}^i = \mathbf{M}_0^i \quad (4.1)$$

$$M_{0,j}^i = M_{0,j}^i \left(P_1^j, P_2^j, \dots, P_n^j, \sum_{\substack{k \\ k \in IN}} M_{k,j}^i \right), j \in T \quad (4.2)$$

$$M_{0,0}^i = M_{ent,max}^i \quad (4.3)$$

где T - множество индексов узлов графа сети очистной станции, IN_j - множество индексов дуг графа очистной станции входящих в узел j .

Далее введем в рассмотрение некоторую функцию $C = C(\mathbf{X})$, определяющую стоимость жизненного цикла очистной станции. Структура \mathbf{X} должна содержать информацию, достаточную для определения капитальных затрат (начальных инвестиций) на строительство и

эксплуатационных затрат на обслуживание очистной станции. При использовании введенных ранее обозначений компонента, характеризующая капитальные затраты (инвестиции), полностью описывается набором векторов $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$. Для определения эксплуатационных затрат требуются дополнительные данные, которые в модели переноса (4.1) – (4.3) отсутствуют.

Инкапсулируем указанные данные в некоторый вектор \mathbf{E} с z компонентами. Тогда задача по определению минимальной стоимости жизненного цикла для заданной технологической схемы очистки воды при условии обеспечения ею эффекта очистки до гигиенических требований при наихудших (наибольших) значениях массы i -го ингредиента на входе в станцию, может быть сформулирована следующим образом:

$$\mathbf{A} \times \mathbf{M}^i = \mathbf{M}_0^i \quad (4.4)$$

$$\mathbf{M}_{0,j}^i = \mathbf{M}_{0,j}^i \left(\mathbf{P}_1^j, \mathbf{P}_2^j, \dots, \mathbf{P}_n^j, \sum_{\substack{k \in \text{IN}}} \mathbf{M}_{k,j}^i \right), j \in T \quad (4.5)$$

$$\mathbf{M}_{0,0}^i = \mathbf{M}_{\text{ent,max}}^i \quad (4.6)$$

$$\mathbf{M}_{0,m}^i \leq \mathbf{M}_{\text{ex,max}}^i \quad (4.7)$$

$$\mathbf{P}^j = \mathbf{P}^j(\mathbf{M}_{0,j}^i, \mathbf{M}_{0,0}^i, \mathbf{M}_{0,m}^i), j \in T \quad (4.8)$$

$$C = C(\mathbf{P}_1^1, \mathbf{P}_2^1, \dots, \mathbf{P}_n^1, \mathbf{P}_1^2, \mathbf{P}_2^2, \dots, \mathbf{P}_n^2, \dots, \mathbf{P}_n^m, \mathbf{P}_1^m, \mathbf{P}_2^m, \dots, \mathbf{P}_n^m, \mathbf{E}_1, \mathbf{E}_2, \dots, \mathbf{E}_z) \rightarrow \min \quad (4.9)$$

где \mathbf{A} - матрица главных сечений графа водоочистой станции, \mathbf{M}^i - вектор массораспределения i -го ингредиента на отдельных участках станции, \mathbf{M}_0^i - вектор отбора массы i -го ингредиента отдельными узлами (сооружениями) станции, $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$ - набор векторов полностью определяющих отдельные сооружения станции, T - множество индексов узлов графа сети очистной станции, $\mathbf{M}_{\text{ent,max}}^i$ - максимальная масса i -го ингредиента на входе в станцию, $\mathbf{M}_{\text{ex,max}}^i$ - максимально допустимая (по санитарно-химическим и микробиологическим нормативами) масса i -го ингредиента на выходе из станции (на входе в магистральную распределительную сеть системы

водоснабжения), $\mathbf{P}^j = \mathbf{P}^j(M_{0,j}^i, M_{0,0}^i, M_{0,m}^i)$ - функции связи, определяющие взаимосвязь массораспределения i -го ингредиента внутри водоочистой станции и параметры отдельных сооружений станции, $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ - функция отражающая стоимость жизненного цикла станции.

По сути задача (4.4) – (4.9) представляет собой задачу оптимального управления, где в качестве целевой функции выступает функция $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$, а параметрами управления является набор векторов $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$.

При ограниченном (конечном) наборе технологических схем очистки воды задача может быть сведена к оценке жизненного цикла каждой конкретной технологической схемы с решением оптимизационной задачи (4.4) – (4.9) с последующим ранжированием схем по этому экономическому показателю.

Задача (4.4) – (4.9) может быть решена с использованием стандартных методов математического программирования. Однако наибольшая сложность при ее решении заключается не в реализации вычислительной схемы. Дело в том, что в действующих нормативных документах отсутствует необходимая информация для построения функций связи (4.8). По сути параметры отдельных сооружений водоочистных станций с конкретной технологией очистки воды определяются на уровне [154] только двумя показателями: начальной массой i -го ингредиента на входе в станцию $M_{0,0}^i$ и производительностью станции Q_{st} . Считается, что рассчитанные только с учетом $M_{0,0}^i$ и Q_{st} параметры сооружений очистной станции (в нашей терминологии компоненты векторов $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$) автоматически обеспечивают на выходе из сооружений выполнение условия $M_{0,m}^i \leq M_{ex,max}^i$.

Таким образом, исходная задача (4.4) – (4.9) вырождается в задачу определения компонент векторов $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$ по заданным [154]

функциям связи $\mathbf{P}^j = \mathbf{P}^j(M_{0,0}^i, Q_{st})$ с последующим определением стоимости жизненного цикла $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$.

Для реализации вычисления значений функций связи $G_j(M_{0,0}^i, Q_{st})$ можно воспользоваться методом параметрического моделирования (проектирования).

4.3. Особенности параметрического моделирования элементов водоочистных станций

Под параметрическим моделированием (проектированием) понимается процесс моделирования с использованием параметров элементов модели и соотношений между этими параметрами [108]. Достаточно часто в специальной литературе употребляется также термин параметризация являющийся синонимом параметрического моделирования (проектирования).

Параметрическое моделирование элементов водоочистных станций позволяет эффективно «разыгрывать» различные варианты компоновки отдельных сооружений очистной станции при изменении исходного качества воды и расчетной производительности.

При решении задачи об оценке стоимости жизненного цикла очистной станции с фиксированной технологической схемой оптимально, на наш взгляд, использование вариационной (размерной) параметризации. В этом случае задача определения компонент векторов $\mathbf{P}^1, \mathbf{P}^2, \dots, \mathbf{P}^j, \dots, \mathbf{P}^m$ сводится к следующим этапам:

- Создание массива эскизов (профилей) технологических схем очистки природных вод с учетом особенностей изменения состава сооружений при варьировании производительности станции. На эскиз накладываются необходимые параметрические связи.
- Формульное образмеривание эскиза. В соответствии с требованиями и рекомендациями нормативных, руководящих и справочных

документов устанавливается взаимосвязь отдельных технологических параметров сооружений очистной станции друг от друга.

- Производится операция моделирования схемы по заданному эскизу при заданном исходном качестве природной воды в водоисточнике и производительности станции.

По результатам параметрического моделирования определяются компоненты векторов $P^1, P^2, \dots, P^j, \dots, P^m$. На следующем этапе, располагая информацией о параметрах смоделированной технологической схемы, осуществляется определение стоимости ее жизненного цикла.

Информация о принятом нами наборе эскизов технологических схем очистки высокоцветных маломутных природных вод и принятых (на основании [154]) параметрических связях сооружений очистных станций представлена в таблице 4.1.

Расчет сооружений водоподготовки (табл. 4.2), входящих в состав рассматриваемых технологических схем, осуществлялся по расчетному расходу водоочистной станции Q по методикам, регламентируемым действующими нормативными документами [10, 49, 67, 139, 154].

Таблица 4.1 (начало). Технологические схемы очистки высокоцветных маломутных вод

Технологическая схема	Экспликация сооружений
1	2
Скорое фильтрование	
	<p>1 - насосная станция; 2 - смеситель; 3 - осветлитель со взвешенным осадком (для водопроводных очистных сооружений (ВОС) производительностью 20000 м³/сут); 4 - горизонтальный отстойник (для ВОС производительностью 35000 м³/сут); 5 - скорый фильтр; 6 - резервуар чистой воды; 7 - сетчатый фильтр; 8 - биосорбционный фильтр.</p>

Таблица 4.1 (окончание)

1	2
Контактное осветление	
	<p>1 - насосная станция; 2 - смеситель; 3 - контактный осветлитель; 4 - скорый фильтр (для ВОС производительностью 20000, 35000 м³/сут); 5 - резервуар чистой воды; 6 - сетчатый фильтр; 7 - биосорбционный фильтр.</p>
Напорная флотация	
	<p>1 - насосная станция; 2 - смеситель; 3 - флотатор; 4 - скорый фильтр; 5 - резервуар чистой воды; 6 - сетчатый фильтр; 7 - биосорбционный фильтр.</p>
Сорбция	
	<p>1 - насосная станция; 2 - смеситель; 3 - песчаный фильтр (для ВОС производительностью 25, 2500 м³/сут); 4 - скорый фильтр; 5 - биосорбционный фильтр; 6 - резервуар чистой воды; 7 - сетчатый фильтр; 8 - биосорбционный фильтр.</p>

* Пунктиром показаны элементы, присутствие которых в технологической схеме не обязательно и определяется качеством обрабатываемой воды

Таблица 4.2. Расчет водоочистных сооружений

Наименование сооружения	Расчетные формулы	Условные обозначения
Горизонтальный отстойник	$F = \frac{1.3 \times Q}{3.6 \times u_0},$ $L = H_{cp} \times v_{cp} \times u_0$	F - площадь отстойника, м ² , L - длина отстойника, м, u_0 - скорость выпадения взвешенных веществ, мм/с, H_{cp} - средняя высота зоны осаждения, при проведении расчетов принята равной 3 м, v_{cp} - расчетная скорость горизонтального движения воды в начале отстойника, принята равной 6 мм/с.
Осветлитель со взвешенным осадком	$F_{осв} = Q \times K_{р.в.} \times 3.6 \times v_{осв},$ $F_{отд} = \frac{Q \times (1 - K_{р.в.})}{3.6 \times v_{осв}}$	$F_{осв}$ - площадь осветлителя, м ² , $F_{отд}$ - площадь отделения осадка, м ² , $K_{р.в.}$ - коэффициент распределения воды между зонами осветления и отделения осадка, $v_{осв}$ - скорость восходящего потока воды в зоне осветления, мм/с.
Скорый фильтр	$F = Q / (T_{см} \times v_n \rightarrow$ $\rightarrow n_{np} \times q_{np} - n_{np} \times \tau_{np} \times v_n)$	F - площадь фильтра, м ² , $T_{см}$ - продолжительность работы водоочистной станции в течение суток, ч, v_n - расчетная скорость фильтрования при нормальном режиме работы сооружений, n_{np} - число промывок одного фильтра в сутки при нормальном режиме эксплуатации, q_{np} - удельный расход воды на одну промывку одного фильтра, м ³ /м ² , τ_{np} - время простоя скорого фильтра в связи с промывкой, принятое при проведении расчетов равным 0.5 ч.
Контактные осветлители	$F = Q / (T_{см} \times v_n \rightarrow$ $\rightarrow n_{np} \times (q_{np} + \tau_{np} \times v_n \rightarrow$ $\rightarrow \tau_{см} \times v_n / 60)$	F , $T_{см}$, v_n , n_{np} , q_{np} , τ_{np} - как для скорых фильтров, $\tau_{см}$ - продолжительность сброса первого фильтрата, при проведении расчетов принята равной 10 мин.
Сорбционный фильтр угольной загрузкой	$H_{у.з.} = \frac{v_{р.ф.} \times \tau_y}{60}$	$H_{у.з.}$ - высота угольной загрузки, $v_{р.ф.}$ - расчетная скорость фильтрования, при расчетах принята равной 15 м/ч, τ_y - время прохождения воды через слой угля, принятое равным 15 мин.
Напорный флотатор	$F = F_1 + F_2 + F_3 \Rightarrow$ $\rightarrow \frac{1.1 \times Q}{q \times n} + \frac{1.1 \times Q}{n \times v_m} + F_3$	F - площадь флотатора, м ² , F_1 - площадь зоны осветления воды, F_2 - площадь встроенной камеры реакции, F_3 - площадь для протока осветленной воды, рассчитываемая из расстояния между наружной вертикальной стенкой флотатора и полупогружной перегородкой, принятого для расчетов равным 0.3 м.

4.4. Определение стоимости жизненного цикла водоочистных станций

В этом параграфе более подробно рассмотрим способы вычисления функции стоимости жизненного цикла водоочистных сооружений как функцию параметров отдельных сооружений очистной станции:

$$C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z). \quad (4.10)$$

В соответствии с ранее принятой в практике проектирования методикой сравнения экономической эффективности технических решений варианты сравнивались по величине приведенных затрат, которые представляют собой сумму текущих издержек и единовременных затрат, приведенных к годовой размерности в соответствии с установленным нормативным коэффициентом эффективности [152]. Существует точка зрения, что данный подход обладает тем недостатком, что фиксирует срок окупаемости в строительстве на уровне 7-8 годам, тогда как в условиях рыночной экономики наиболее оптимальным следует признать срок окупаемости не более 2-3 лет [157]. В связи с этим автор работы [157] предлагает производить оценку технологических решений по чистому дисконтированному доходу, индексу доходности и внутренней норме доходности.

С другой стороны, необходимо признать, что объекты системы ЖКХ относятся к группе «затратных» инвестиционных проектов, прямым предназначением которых не является получение прибыли [142], поэтому использование указанных показателей (чистого дисконтированного дохода, индекса доходности и внутренней нормы доходности), на наш взгляд, не является по отношению к объектам ЖКХ вполне корректным. Справедливость этого тезиса подтверждается также мировым опытом управления ЖКХ. В подавляющем числе случаев частные компании не являются полноправными владельцами всех сооружений водоканала. В ряде стран (например, в Ирландии) абсолютно нет частной собственности в сфере управления объектами водоснабжения и водоотведения, этими вопросами занимается государство. В других случаях частному бизнесу разрешено иметь определенную долю в компаниях-операторах водных систем, но доля эта строго регламентирована: так, в Германии "частникам" может принадлежать не более 25% акций предприятия. Есть и третья модель - когда водоканалы сдаются за определенную плату и на определенный срок в

концессию наиболее эффективным операторам, но сама инфраструктура остается собственностью муниципалитетов. При этом четко оговариваются все обязательства компании-арендатора по качественному улучшению деятельности водного комплекса, которые она на себя берет.

Таким образом, в качестве базового критерия эффективности технического решения очистной станции мы артикулируем критерий минимизации совокупных дисконтированных капиталлообразующих и эксплуатационных затрат за расчетный период. Это допустимо, поскольку сравнение вариантов проектов, технологий, видов оборудования по затратам предполагает тождественность получаемого результата (обеспечение минимального необходимого эффекта очистки одного и того же объема исходной воды по санитарно-химическим и микробиологическим показателям до гигиенических требований). Что касается расчетного срока, для которого рассчитываются совокупные дисконтированные капиталлообразующие и эксплуатационные затраты, то в соответствии с рекомендациями [142], он принимается равным 8 г, соответствующим времени морального старения водоочистного оборудования.

В этом случае формула для оценки дисконтированных капиталлообразующих и эксплуатационных затрат (ДЗ) за расчетный период

в первом приближении принимает вид [142]
$$ДЗ = K + \sum_{t=1}^8 \frac{\mathcal{E} - \mathcal{E}_a}{(1+r)^t}, \quad (4.11)$$

где K - инвестиции (капиталлообразующие затраты), \mathcal{E} - ежегодные эксплуатационные затраты, \mathcal{E}_a - амортизационные отчисления в год, r - норма дисконта.

Расчетная норма дисконта как основной экономический норматив, использующийся при оценке экономической эффективности инвестиционного проекта, величина, безусловно, переменная, зависящая от намерений и пожеланий инвестора, структуры капитала, переменных рисков и т.д. Нижняя оценка нормы дисконта при проведении оценочных расчетов

может приниматься на уровне ставки рефинансирования Центрального банка.

Для определения уровня капиталобразующих, ежегодных эксплуатационных затрат и амортизационных отчислений для каждой параметрически моделируемой технологической схемы составляется паспорт варианта технологической схемы (таблица 4.3).

Таблица 4.3. Паспорт варианта технологической схемы

Наименование затрат	Условное обозначение
1. Капитальные вложения	
1.1. Допроизводственные капитальные затраты	
1.1.1. Предварительные расходы на формирование акционерного капитала	C_1
1.1.2. Расходы на изыскания	C_2
1.2. Основные капитальные затраты	
1.2.1. Расходы на решение землеустроительных вопросов	C_3
1.2.2. Подготовка строительной площадки	C_4
1.2.3. Разработка проектно-сметной документации	C_5
1.2.4. Предэксплуатационные капитальные работы	C_6
1.2.5. Приобретение машин и оборудования	C_7
1.2.6. Строительство зданий и инженерных сооружений	C_8
1.3. Оборотный капитал до выхода очистной станции на проектную мощность	
1.3.1 Средства на приобретение необходимого количества реагентов, фильтрующих материалов и запасных частей	C_9
1.3.2. Обеспечение необходимыми оборотными средствами (зарплата сотрудников, плата за энергопотребление)	C_{10}
2. Эксплуатационные затраты	
2.1. Затраты на приобретение реагентов	C_{11}
2.2. Затраты на обработку и утилизацию осадка	C_{12}
2.3. Замена или регенерация сорбента и фильтрующих материалов	C_{13}
2.4. Затраты на электроэнергию	C_{14}
2.5. Затраты на теплоснабжение	C_{15}
2.6. Затраты на подготовку воды для собственных нужд очистной станции	C_{16}
2.7. Оплата труда работников	C_{17}
2.8. Отчисления на социальные нужды	
2.9. Амортизация основных фондов	C_{18}
2.10. Плата за негативное воздействие на окружающую среду	C_{19}

Располагая информацией о результатах параметрического вариационного моделирования, можно определить все составляющие стоимости жизненного цикла очистной станции за расчетный период.

Стоимость строительства и эксплуатации станции по каждому варианту определяется в соответствии с рекомендациями [142] по укрупненным показателям базисным методом. По результатам укрупненных расчетов «заполняются» паспорта для каждого варианта технологической схемы (рис. 4.2).

Паспорт варианта очистки воды (Q=20000 м ³ /сут) по биосорбционной схеме			
Капитальные затраты, руб.		Эксплуатационные затраты, руб./мес.	
Конструкции инженерных сооружений	641 200	Электроэнергия	4 399 420
Фильтрующий материал	8 126 180	Замена / регенерация фильтрующих материалов	5 450
Здание ВОС	59 875 200	Текущий ремонт, сервисное обслуживание	1 854 149
Пусконаладочные работы	6 842 838	Заработная плата персонала	150 000
ИТОГО:	75 485 418		6 409 019
ЗА 10 ЛЕТ:		36 000 000	
СТОИМОСТЬ 1 М³ ВОДЫ, РУБ/МЕС		4.94	

Рис. 4.2. Стоимость жизненного цикла водопроводных очистных сооружений за расчетный период

4.5. Построение поверхности отклика стоимости жизненного цикла технологической схемы очистки воды при варьировании параметров процесса

Воспользовавшись методом вариационного параметрического моделирования элементов технологической схемы очистной станции, можно относительно легко определить стоимость жизненного цикла различных станций для некоторого (конечного) набора исходных данных. Для практических же целей важно обеспечить возможность определения стоимости жизненного цикла очистной станции для заданной технологической схемы при произвольных исходных данных, не прибегая при этом к полному циклу математического моделирования. Речь идет о

ВОЗМОЖНОСТИ

представления

зависимости

$C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$, заданной отдельными точками, в виде гладкой функции, иначе говоря об аппроксимации функции стоимости жизненного цикла. Располагая информацией о структуре аппроксимирующей функции, при решении данной задачи целесообразно было бы воспользоваться классическими методами среднеквадратической аппроксимации. Однако в нашем случае задача осложняется большим количеством переменных в функции, что вынуждает искать иные способы решения задачи аппроксимации.

Численные эксперименты с различными методами математической идентификации моделей показали, что наилучшие результаты по соотношению трудоемкость/точность для решения задачи аппроксимации функции $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ дают методы нечеткой аппроксимации (Fuzzy Approximation).

В основе используемого нами метода лежит так называемая ФАТ-теорема Бартоломея Коско (Fuzzy Approximation Theorem), в соответствии с которой «любая математическая система может быть аппроксимирована системой, основанной на нечеткой логике». Практическая ценность ФАТ-теоремы заключается в том, что с использованием естественно-языковых высказываний-правил «если-то», с последующей их формализацией средствами теории множеств Заде можно сколь угодно точно отразить произвольную взаимосвязь «вход – выход» без использования сложного аппарата дифференциального и интегрального исчисления, традиционно применяемого в управлении и идентификации [75].

Подробные сведения о теории множеств Заде и системах нечеткого управления вынесены в приложение 2. Здесь же кратко остановимся на предложенном нами алгоритме аппроксимации функции стоимости жизненного цикла $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$.

Прежде всего, отметим, что пользоваться абсолютными значениями стоимости нет необходимости. Более того, при сравнении различных вариантов это может оказаться даже неудобно.

Принятие решения осуществляется на основе сопоставления объектов, результатом которого является либо их отождествление, либо различие. Информация для сопоставления объектов получается с помощью измерения характеризующих их признаков (атрибутов, показателей, параметров).

В зависимости от требований, предъявляемых к различению состояний, а также к способам обработки измеренных величин, для их измерения используются различные шкалы. Для рассматриваемой задачи наиболее удобна интервальная шкала.

Интервальная шкала используется в тех случаях, когда известны расстояния $d_{i,j}$ между любыми двумя объектами x_i и x_j . Для интервальной шкалы характерно сопоставление равным интервалам одинаковых по длине отрезков шкалы. Следствием равномерности этой шкалы является независимость двух интервалов от единиц длины, что позволяет использовать пропорции в рамках одной шкалы. Можно положить, что величина y , измеренная в интервальной шкале, зависит от начала отсчета

$$y = a \times (x - 1) + b, \quad (4.12)$$

где a - масштабный коэффициент, b - начало отсчета величины y .

Применительно к оценке стоимости жизненного цикла интервальная шкала используется следующим образом. По результатам параметрического моделирования рассчитывается несколько вариантов очистных станций для различных исходных данных. Для каждого варианта определяется значение величины $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$. Массив значений C сортируется по возрастанию; из него отбираются максимальное и минимальное значение. Минимальное значение стоимости жизненного цикла соответствует значению b (ему отвечает отчет $x = 1$), масштабный

коэффициент подбирается таким образом, чтобы максимальной стоимости жизненного цикла отвечала бы величина y при $x = 10$.

В качестве механизма нечеткой аппроксимации будем использовать модернизированный алгоритм нечеткого управления Мамдани, который является одним из первых, нашедших широкое применение в системах нечеткого вывода. Алгоритм Мамдани удобно представить в виде совокупности следующих процедур.

Процедура 1. Формирование базы правил систем нечеткого вывода

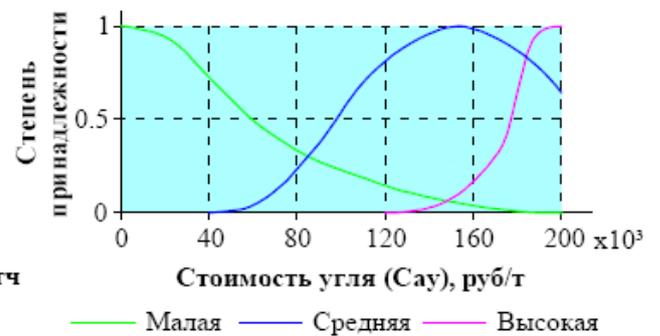
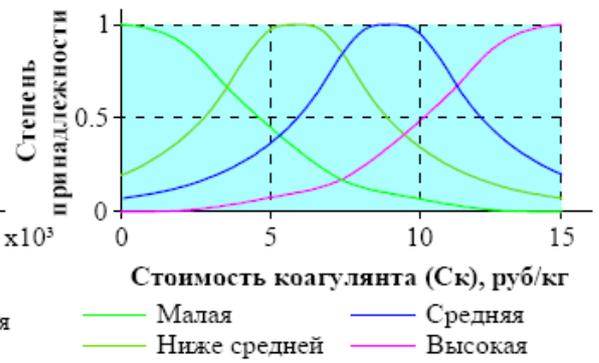
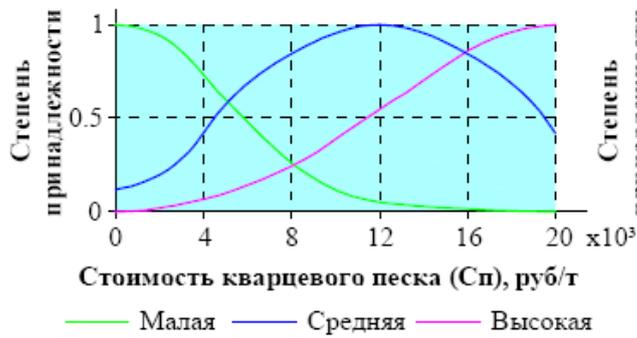
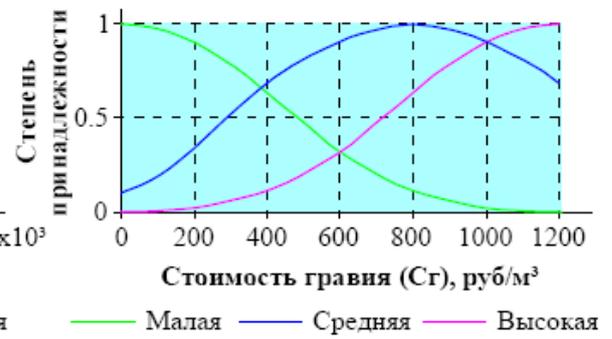
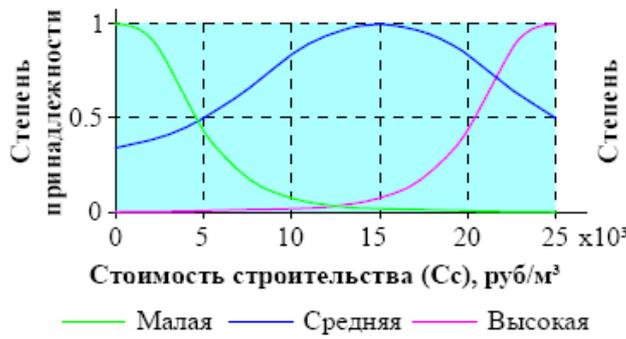
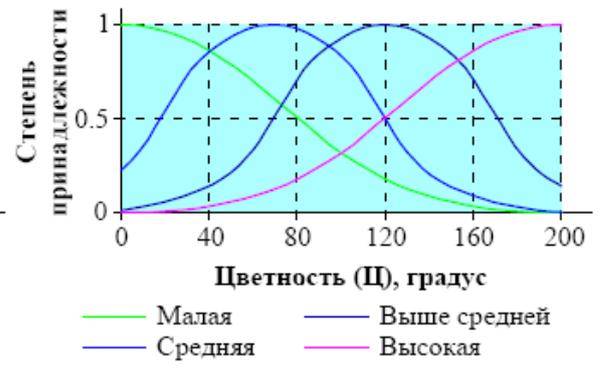
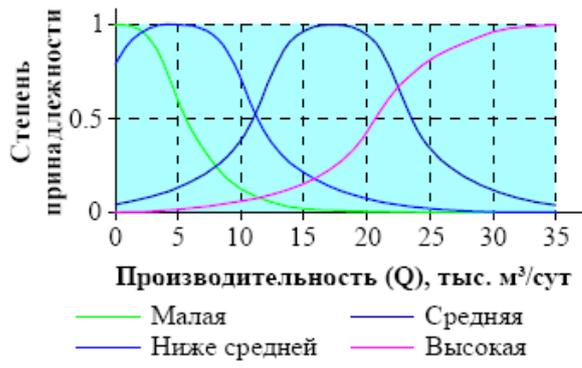
База правил системы нечеткого вывода при аппроксимации функции стоимости жизненного цикла водоочистой станции содержит информацию об отдельных точках пространства исходных данных $(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ и соответствующих им стоимостях $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$. База правил составляется с использованием введенных лингвистических переменных, описывающих качество исходной воды, производительность очистной станции, внешние экономические факторы и стоимость жизненного цикла очистной станции.

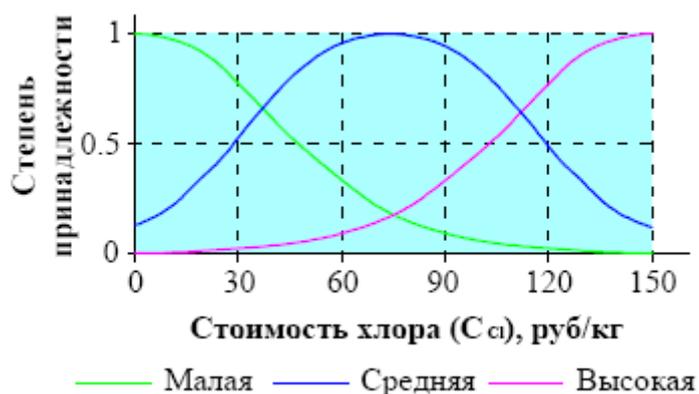
В качестве базовых лингвистических переменных, характеризующих качество воды в водоисточнике и местные условия, в упрощенной представленной в математической модели, используются следующие:

- Производительность очистных сооружений;
- Цветность воды в водоисточнике;
- Стоимость реагентов (коагулянта, окислителей и т.д.) с учетом доставки;
- Стоимость загрузки с учетом доставки к станции;
- Стоимость электроэнергии.

Используемые нами лингвистические переменные, их терм-множества и области их определения приведены на рисунках 4.4.

а)





б)

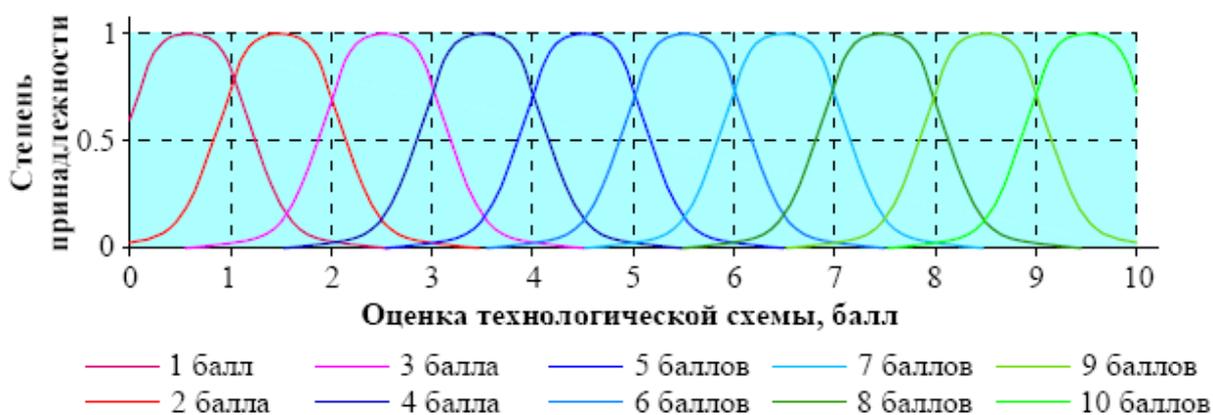


Рис. 4.4. Функции принадлежности используемых в работе лингвистических переменных: а – входных, б - выходных

Руководствуясь принципом симметрии и необходимостью охвата расчетными случаями всех терм-множеств каждой лингвистической переменной были выбраны несколько вариантов исходных данных и для них осуществлена параметризация очистной станции по каждой технологической схеме. По результатам параметризации определялась стоимость жизненного цикла очистной станции. Результаты моделирования по фиксированным расчетным точкам $(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ позволяют сформулировать с использованием введенных лингвистических переменных соответствующую базу правил (таблица 4.4).

Таблица 4.4 (начало). База правил

№п/п	Q	Ц	Сс	Сг	Сп	Ск	Сэ	Сау	Ссд	Оценка схемы, баллов по результатам параметрического моделирования
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Скорое фильтрование										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	-	Высокая	0.00
2	Малая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Высокая	Повышенная	-	Средняя	0.35
3	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	-	Высокая	5.32
4	Ниже средней	Средняя	Средняя	Высокая	Средняя	Малая	Малая	-	Средняя	6.90
5	Средняя	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	-	Высокая	8.00
6	Средняя	Высокая	Средняя	Средняя	Высокая	Ниже средней	Средняя	-	Средняя	8.15
7	Средняя	Малая	Средняя	Высокая	Малая	Малая	Очень высокая	-	Высокая	8.31
8	Высокая	Малая	Средняя	Средняя	Высокая	Средняя	Высокая	-	Средняя	9.20
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	-	Малая	10.00
Скорое фильтрование с биосорбционной предочисткой										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	0.00
2	Малая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Высокая	Повышенная	Средняя	Средняя	0.36
3	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	5.41
4	Ниже средней	Средняя	Средняя	Высокая	Средняя	Малая	Малая	Высокая	Средняя	5.61

Таблица 4.4 (продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
5	Средняя	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	7.94
6	Средняя	Высокая	Средняя	Средняя	Высокая	Ниже средней	Средняя	Средняя	Средняя	8.66
7	Средняя	Малая	Средняя	Высокая	Малая	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	8.87
8	Высокая	Малая	Средняя	Средняя	Высокая	Средняя	Высокая	Малая	Средняя	9.33
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	10.00
Контактное осветление										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	-	Высокая	0.00
2	Малая	Средняя	Малая	Высокая	Малая	Ниже средней	Средняя	-	Малая	0.40
3	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	-	Высокая	6.00
4	Ниже средней	Средняя	Средняя	Высокая	Высокая	Средняя	Малая	-	Малая	6.55
5	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	-	Малая	7.00
6	Средняя	Очень высокая	Малая	Средняя	Высокая	Средняя	Повышенная	-	Малая	8.85
7	Ниже средней	Высокая	Малая	Малая	Средняя	Ниже средней	Средняя	-	Малая	9.08
8	Высокая	Высокая	Средняя	Малая	Высокая	Средняя	Повышенная	-	Малая	9.30
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	-	Малая	10.00
Контактное осветление с биосорбционной предочисткой										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	0.00
2	Малая	Малая	Малая	Средняя	Высокая	Средняя	Средняя	Высокая	Средняя	0.36

Таблица 4.4 (продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
3	Ниже средней	Средняя	Средняя	Высокая	Высокая	Средняя	Малая	Средняя	Малая	5.74
4	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Средняя	Малая	6.09
5	Средняя	Очень высокая	Высокая	Средняя	Высокая	Высокая	Повышенная	Средняя	Высокая	8.00
6	Высокая	Средняя	Средняя	Малая	Высокая	Высокая	Высокая	Средняя	Средняя	8.83
7	Средняя	Высокая	Малая	Малая	Высокая	Малая	Средняя	Высокая	Средняя	8.88
8	Ниже средней	Очень высокая	Малая	Малая	Средняя	Ниже средней	Средняя	Малая	Малая	8.93
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Малая	Малая	10.00
Напорная флотация										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	-	Высокая	0.00
2	Малая	Малая	Малая	Средняя	Средняя	Высокая	Высокая	-	Малая	0.34
3	Ниже средней	Средняя	Средняя	Малая	Средняя	Средняя	Малая	-	Средняя	6.53
4	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	-	Средняя	6.88
5	Средняя	Средняя	Высокая	Малая	Средняя	Малая	Повышенная	-	Высокая	8.69
6	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Повышенная	-	Средняя	8.75
7	Высокая	Высокая	Средняя	Средняя	Высокая	Ниже средней	Средняя	-	Средняя	8.86
8	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Ниже средней	Высокая	-	Средняя	8.92
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	-	Малая	10.00
Напорная флотация с биосорбционной предочисткой										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	0.00

Таблица 4.4 (продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
2	Малая	Малая	Малая	Средняя	Средняя	Высокая	Высокая	Малая	Малая	0.35
3	Ниже средней	Средняя	Средняя	Малая	Средняя	Средняя	Малая	Средняя	Средняя	5.79
4	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Малая	Средняя	6.09
5	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Ниже средней	Высокая	Средняя	Средняя	8.57
6	Высокая	Высокая	Средняя	Средняя	Высокая	Ниже средней	Средняя	Высокая	Средняя	8.63
7	Средняя	Средняя	Высокая	Малая	Средняя	Малая	Повышенная	Малая	Высокая	8.68
8	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Повышенная	Средняя	Средняя	8.68
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Малая	Малая	10.00
Сорбция										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	0.00
2	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Средняя	Высокая	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	5.70
3	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Малая	Средняя	6.00
4	Ниже средней	Средняя	Средняя	Малая	Высокая	Ниже средней	Малая	Средняя	Средняя	6.18
5	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Высокая	Средняя	Малая	Очень малая	Высокая	6.55
6	Высокая	Высокая	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	8.61
7	Высокая	Средняя	Средняя	Малая	Высокая	Ниже средней	Повышенная	Высокая	Средняя	8.67
8	Средняя	Очень высокая	Малая	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Малая	Малая	8.97
9	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Малая	Малая	10.00

Таблица 4.4 (окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Сорбция с биосорбционной предпочисткой										
1	Малая	Очень высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Очень высокая	Высокая	Высокая	0.00
2	Ниже средней	Очень высокая	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Малая	Средняя	5.36
3	Ниже средней	Малая	Малая	Малая	Высокая	Средняя	Малая	Очень малая	Высокая	6.00
4	Высокая	Средняя	Средняя	Малая	Высокая	Ниже средней	Повышенная	Высокая	Средняя	8.63
5	Высокая	Высокая	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	8.85
6	Высокая	Высокая	Средняя	Высокая	Высокая	Малая	Высокая	Высокая	Малая	9.00
7	Средняя	Очень высокая	Малая	Средняя	Средняя	Средняя	Средняя	Малая	Малая	9.23
8	Высокая	Малая	Малая	Малая	Малая	Малая	Очень малая	Малая	Малая	10.00

После формирования базы правил имеется возможность определять значения функции $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ по заданной технологической схеме для любых комбинаций $(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$. Реализуется эта возможность через следующие процедуры.

Процедура 2. Фаззификация входных переменных

Цель этапа фаззификации заключается в установлении соответствия между конкретным (четким численным) значением отдельной входной переменной системы нечеткого вывода и значением функции принадлежности соответствующего ей термина входной лингвистической переменной [56, 107]. До начала этого этапа предполагаются известными конкретные значения для всех входных переменных системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $V' = \{P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, P_1^m, P_2^m, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z\} = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$.

В общем случае каждое $a_i \in X_i$, где X_i - универсум лингвистической переменной β_i . Далее рассматривается каждое из подусловий вида « β_i есть α' » правил системы нечеткого вывода, где α' - некоторый терм с известной функцией принадлежности $\mu(x)$. При этом значение a_i используется в качестве аргумента $\mu(x)$, тем самым находится количественное значение $b_i' = \mu(a_i)$. Это значение и является результатом фаззификации подусловия « β_i есть α' ». Этап фаззификации считается законченным, когда будут найдены все значения $b_i' = \mu(a_i)$ для каждого из подусловий всех правил, входящих в рассматриваемую базу правил системы нечеткого вывода. Это множество значений обозначим через $B = \{b_i'\}$.

Процедура 3. Агрегирование подусловий в нечетких правилах продукций

До начала этого этапа предполагаются известными значения истинности всех подусловий системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $B = \{b_i^1\}$. Далее рассматривается каждое из условий правил системы нечеткого вывода. Если условие правила представляет собой нечеткое высказывание, то степень его истинности равна соответствующему значению b_i^1 . Если же условие состоит из нескольких подусловий, причем лингвистические переменные в подусловиях попарно не равны друг другу, то определяется степень истинности сложного высказывания на основе известных значений истинности подусловий. При этом для определения результата нечетких связей (И, ИЛИ) используются правила нечеткой логики [56]. Тем самым находятся количественные значения истинности всех условий правил системы нечеткого вывода. Этап агрегирования считается законченным, когда будут найдены все значения b_i^2 для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода. Это множество значений обозначим через $B^2 = \{b_1^2, b_2^2, \dots, b_n^2\}$.

Процедура 4. Активизация подзаключений в нечетких правилах продукций

Активизация в системах нечеткого вывода представляет собой процедуру или процесс нахождения степени истинности каждого из подзаключений правил нечетких продукций [107]. До начала этого этапа предполагаются известными значения истинности всех условий системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $B^2 = \{b_1^2, b_2^2, \dots, b_n^2\}$. Степень истинности заключения равна соответствующему значению b_i^2 . Таким образом, находятся все значения c_k степеней истинности подзаключений для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода.

Процедура 5. Аккумуляция заключений нечетких правил продукций

Аккумуляция представляет собой процедуру или процесс нахождения функций принадлежности для каждой из выходных лингвистических переменных множества $W = \{w_1, w_2, \dots, w_s\}$. Цель аккумуляции заключается в том, чтобы объединить все степени истинности заключений для получения функции принадлежности каждой из выходных переменных. До начала этого этапа предполагаются известными значения истинности всех подзаключений для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода, в форме совокупности нечетких множеств: C_1, C_2, \dots, C_q , где q - общее количество подзаключений в базе правил. Далее последовательно рассматривается каждая из выходных лингвистических переменных $w_j \in W$ и относящиеся к ней нечеткие множества: $C_{j1}, C_{j2}, \dots, C_{jq}$. Результат аккумуляции для выходной лингвистической переменной w_j определяется как объединение нечетких множеств $C_{j1}, C_{j2}, \dots, C_{jq}$. Этап аккумуляции считается законченным, когда для каждой из выходных лингвистических переменных будут определены итоговые функции принадлежности нечетких множеств их значений, т.е. совокупность нечетких множеств C'_1, C'_2, \dots, C'_s , где s - общее количество выходных лингвистических переменных в базе правил системы нечеткого вывода.

Процедура 6. Дефаззификация выходных переменных

Дефаззификация в системах нечеткого вывода представляет собой механизм нахождения обычного четкого значения для каждой из выходных лингвистических переменных множества $W = \{w_1, w_2, \dots, w_s\}$.

Формально процедура дефаззификации выполняется следующим образом. До начала этого этапа предполагаются известными функции принадлежности всех выходных лингвистических переменных в форме нечетких множеств C'_1, C'_2, \dots, C'_s , где s - общее количество выходных лингвистических переменных в базе правил системы нечеткого вывода.

Далее последовательно рассматривается каждая из выходных лингвистических переменных $w_j \in W$ и относящиеся к ней нечеткое множество C_j' . Результат дефаззификации для выходной лингвистической переменной w_j определяется в виде количественного значения $y_j \in R$, получаемого по одному из известных алгоритмов. В данной работе будем использовать метод центра тяжести.

Центр тяжести или центроид площади рассчитывается по формуле

$$y = \frac{\int_{\min}^{\max} x \times \mu(x) dx}{\int_{\min}^{\max} \mu(x) dx}, \quad (4.13)$$

где y - результат дефаззификации, x - переменная, соответствующая выходной лингвистической переменной ω , $\mu(x)$ - функция принадлежности нечеткого множества, соответствующая выходной переменной ω после этапа аккумуляции, \min и \max – левая и правая точки интервала носителя нечеткого множества рассматриваемой выходной переменной ω .

При дефаззификации методом центра тяжести значение выходной переменной принимается равной абсциссе центра тяжести площади, ограниченной графиком кривой функции принадлежности, соответствующей выходной переменной.

Иллюстрация работы модуля нечеткого управления при оценке конкретной технологической схемы при заданных условиях приведена на рис. 4.5.

В каждой строке приводятся функции принадлежности множества заключений, полученные для одного из правил таблицы 4.3. Результатом аккумуляции заключений является выходное нечеткое множество (рис. 4.5).

Дефаззификация по методу центра тяжести (4.13) позволяет получить численное значение, характеризующее качество решения (7.7 на рис. 4.5).

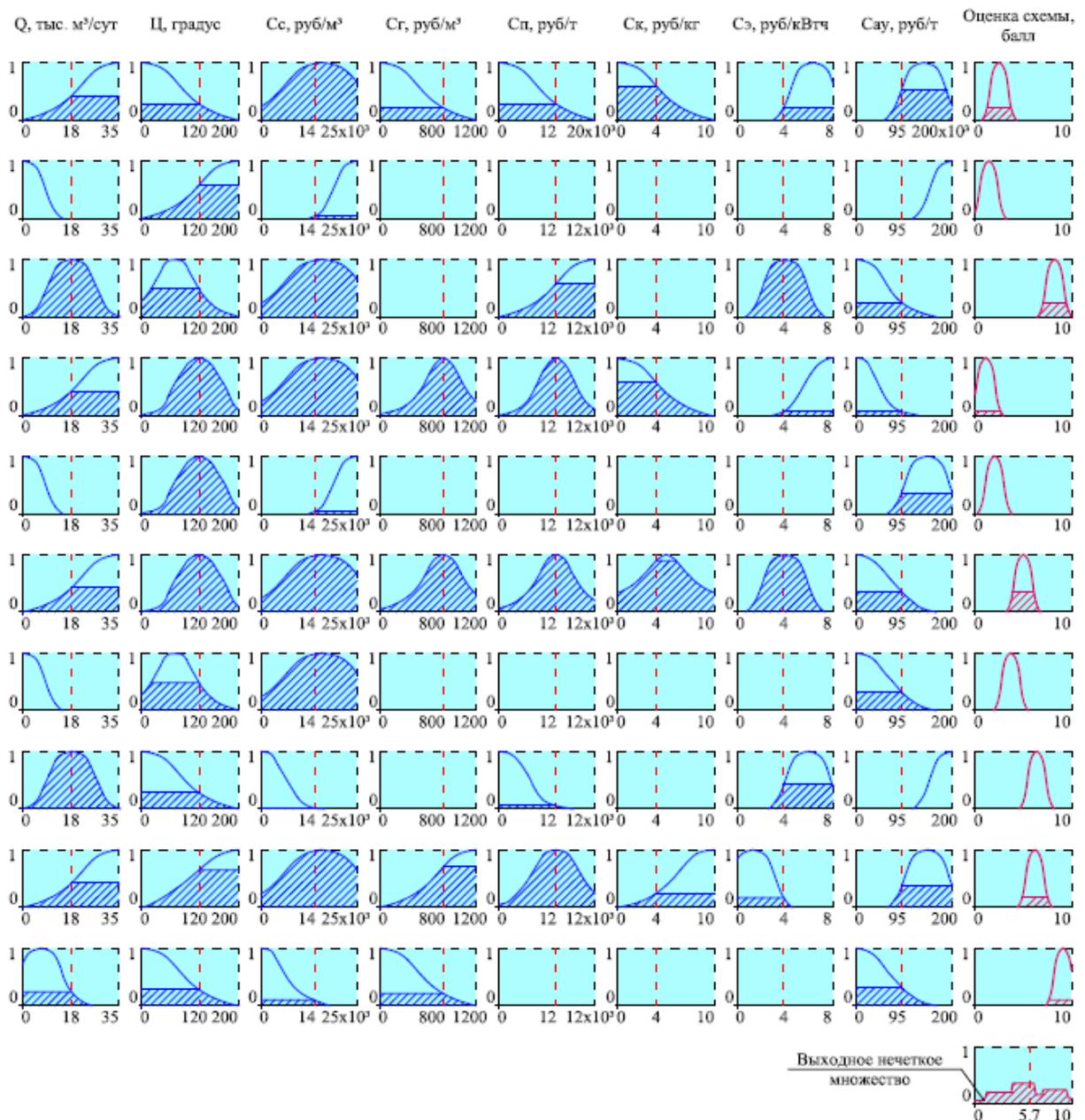


Рис. 4.5. Графическая иллюстрация работы модуля нечеткого управления

4.6. Программная реализация и результаты численных экспериментов

Анализ работы предложенной системы нечеткого вывода осуществлялся в системе MatLab с пакетом Fuzzy Logic ToolBox. Система MATLAB (MATrix LABoratory – матричная лаборатория) представляет собой интегрированную программную среду для выполнения численных расчетов, компьютерного моделирования и вычислительных экспериментов, охватывающих в том или ином объеме различные области классической и

современной математики, а также широчайший спектр инженерных приложений. Архитектурно система MATLAB состоит из базовой программы и пакетов расширения.

Нечеткое моделирование в системе MATLAB реализуется через команды пакета расширения Fuzzy Logic Toolbox. Построенная на основе вариационной параметризации совокупность правил блока нечеткого управления была использована для построения нечеткой модели в системе MATLAB.

Нечеткая модель позволяет оценивать эффективность технологической схемы очистки воды при произвольных исходных данных, характеризующих качество воды в водоисточнике и местные экономические условия.

Для иллюстрации возможностей модели в монографии представлены результаты некоторых численных экспериментов. С помощью встроенных в Fuzzy Logic Toolbox средств визуализации нечеткого вывода были построены графические зависимости стоимости жизненного цикла различных технологических схем очистки высокоцветных маломутных вод от начальной цветности воды в водоисточнике и производительности очистных сооружений при фиксации на заданном уровне прочих параметров.

При построении зависимостей на рис. 4.6. параметры, характеризующие стоимость электроэнергии, реагентов, загрузочных материалов были зафиксированы на уровне текущих (первое полугодие 2009 г.) по г. Петрозаводску:

- Стоимость гравия 850 руб/м³;
- Стоимость кварцевого песка 12300 руб/т;
- Стоимость коагулянта (сернокислого алюминия) 5 руб/кг;
- Стоимость дезинфектанта (жидкого хлора) 150 руб/кг;
- Стоимость активированного угля 150000 руб/т;
- Стоимость электроэнергии 5 руб/кВт·ч.

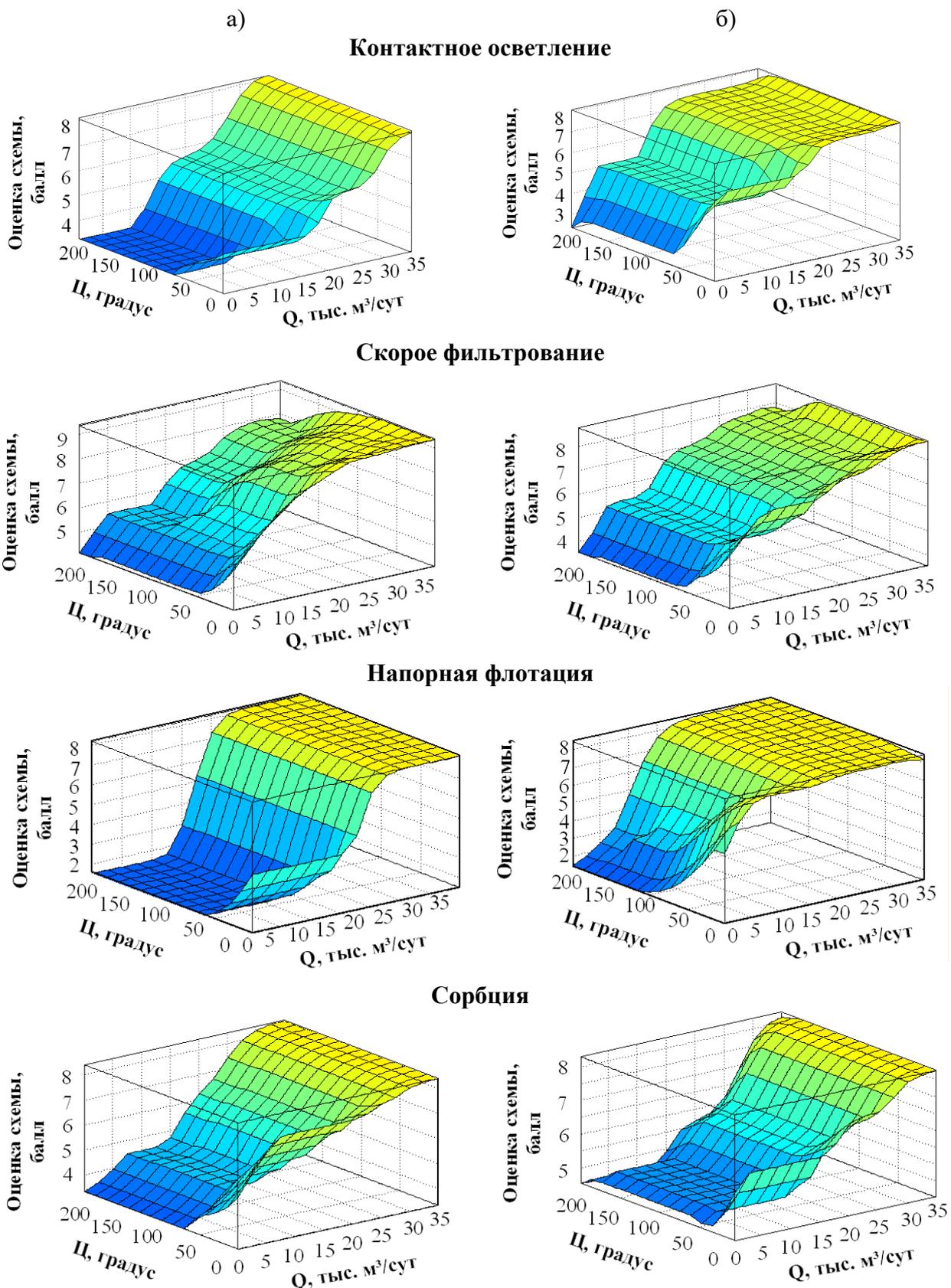


Рис. 4.6. Результаты моделирования: стоимость жизненного цикла водопроводных очистных сооружений в зависимости от их производительности и цветности природных вод: а – для схем без биосорбционной предочистки, б – для схем с биосорбционной предочисткой

Общий вид построенных поверхностей носит вполне предсказуемый характер: с повышением производительности станции себестоимость очистки единицы объема воды значительно снижается, повышение цветности выше некоторого порогового значения, определяющегося технологией очистки воды, приводит к резкому повышению себестоимости очистки. Результаты моделирования свидетельствуют, что включение в технологическую схему сооружений биологической предочистки высокоцветных вод (расчетный при параметрическом моделировании эффект предочистки по цветности – 40%) позволяет снизить себестоимость очистки за счет понижения составляющей капитальных затрат, связанных со строительством реагентного хозяйства и сопутствующих структур, а также эксплуатационных затрат на реагенты уже при производительностях от 5000 м³/сут. При предустановленном (при параметризации) эффекте предочистки по цветности 40% оптимальная область использования биосорбционной предочистки ограничивается сверху 150-161 градусами платино-кобальтовой шкалы. По мере увеличения цветности воды в водоисточнике возникает задача о соотношении нагрузки по снятию загрязнений между биологическим префильтром и другими сооружениями очистной станции. Предложенная модель позволяет решить и ее за счет варьирования эффекта предочистки на этапе параметрического моделирования расчетных схем. В работе с учетом ограничений на объем монографии и ориентации нашего исследования на очистку природных вод из поверхностных источников с мезогумусными водами эта задача специально не рассматривалась.

При изменении стоимости реагентов в большую сторону эффективность включения в технологическую схему элементов биологической предочистки повышается и за счет роста эксплуатационной составляющей в стоимости жизненного цикла очистных сооружений и соответственно значительно падает нижний предел производительности станций, при котором целесообразно предусматривать такую предочистку (рис. 4.7).

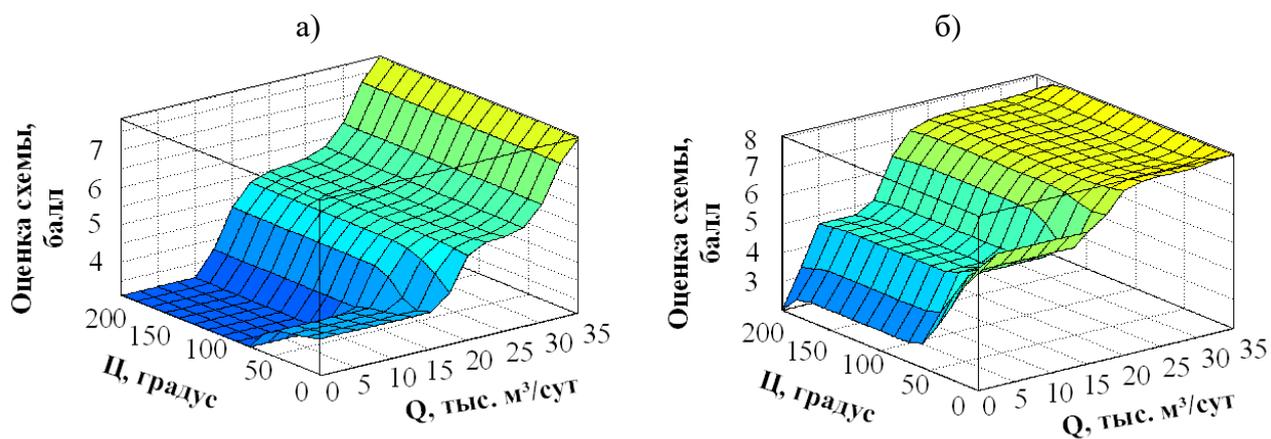


Рис. 4.7. Результаты моделирования: эффективность использования биосорбционных аппаратов при максимальной (при принятой расчетной схеме) стоимости коагулянта: а – контактное осветление, б – контактное осветление с биосорбционной предочисткой

Как особый случай следует рассматривать очистные сооружения малой производительности в удаленных и труднодоступных районах: соотношение между стоимостью одной тонны коагулянта на заводе и затратами на его доставку в этом случае таковы, что по мере движения вглубь региона стоимость реагента возрастает на порядок, а то и на два. Поскольку для сооружений малой производительности характерно превалирование эксплуатационных затрат над капитальными в стоимости жизненного цикла, то становится очевидной целесообразность использования в данных условиях малозатратных сооружений биологической (пред-) очистки поверхностных вод (рис. 4.8).

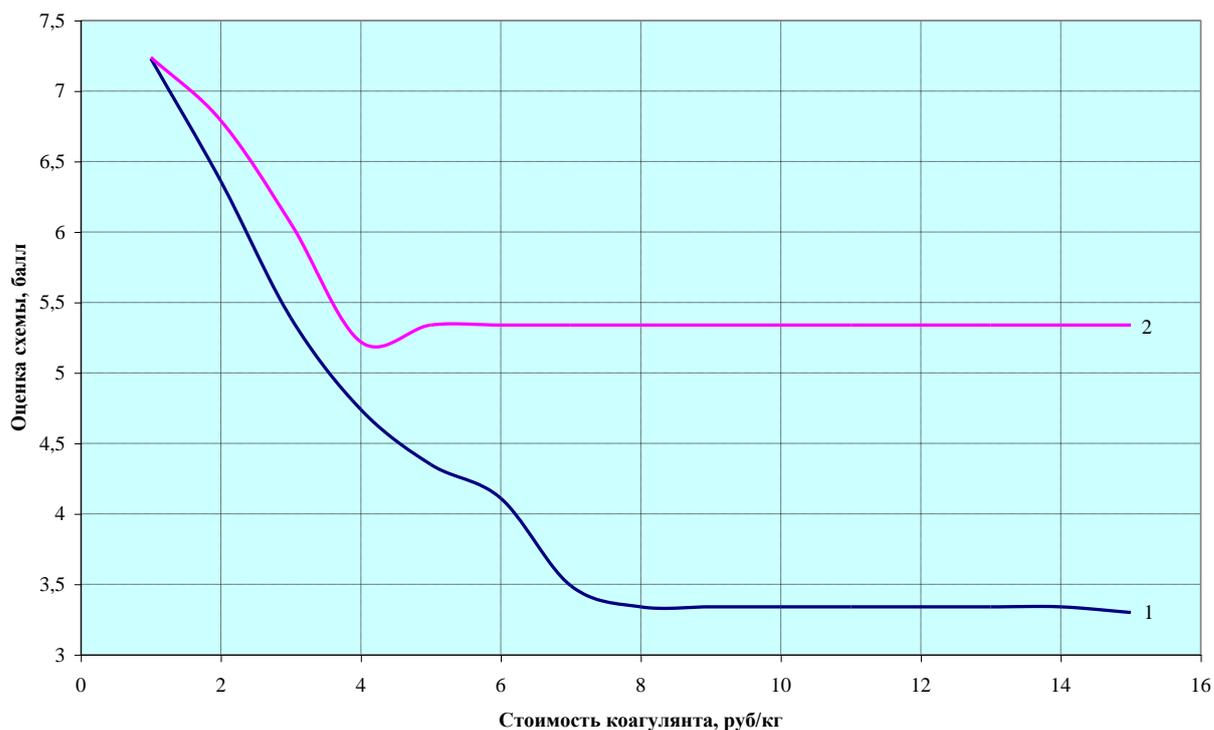


Рис. 4.8. Результаты моделирования: эффективность технологических схем водоподготовки для очистных сооружений малой производительности: 1 – реагентное скорое фильтрование без биосорбционной предочистки, 2 – реагентное скорое фильтрование с биосорбционной предочисткой

Резюмируя сказанное, отметим, что по результатам расчетов отчетливо «вырисовывается» область эффективного применения биосорбционной технологии для предочистки высокоцветных маломутных вод. При фиксировании эффективности предочистки по показателю цветности на уровне 30-40% наибольший выигрыш по стоимости жизненного цикла очистных станций достигается на малых производительностях (до 100 м³/сут) в случае высокой стоимости реагентов и электроэнергии и в диапазоне расходов от 5000 м³/сут и выше при цветности воды в водоисточнике до 150 градусов.

5. ПОЛУПРОМЫШЛЕННЫЕ И ПРОМЫШЛЕННЫЕ ИСПЫТАНИЯ УСТАНОВОК БИОХИМИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД

Результаты проведенных исследований по изучению возможностей биологических методов очистки высокоцветных маломутных вод, в частности, технология биосорбционной предочистки и медленного фильтрования нашли свое применение на ряде объектов водоснабжения республики Карелия, запроектированных и построенных при участии автора. В этой главе работы кратко остановимся на основных особенностях применения биотехнологий при очистке (предочистке) высокоцветных маломутных вод из поверхностных водоисточников.

Еще раз отметим, поскольку это существенно для дальнейшего изложения, что в формировании состава органических веществ, содержащихся в водах крупных карельских озер (главным образом Онежского и Ладожского), значительную роль играют аллохтонные процессы. Это определяется двумя факторами. Во-первых, высокой подвижностью гумуса в ландшафтных условиях водосбора, во-вторых, невысоким уровнем биологической продуктивности карельских озер и превышением в них деструктивных процессов над продуктивными. Кроме того, аллохтонные вещества значительно более устойчивы в отношении биохимического разложения нежели автохтонные, что приводит в конечном счете к тому, что в течение года в озерах минерализуется не более 40% аллохтонного органического вещества. Последнее обстоятельство является причиной достаточно высокой цветности карельских озер.

В частности, воды притоков крупных Карельских озер в подавляющем большинстве случаев в течение круглого года имеют цветность значительно более высокую, чем озерные воды (поэтому цветность воды можно рассматривать как индикатор распределения речного стока в озере). Речные воды, поступающие в озеро и термобар, препятствующий выходу

окрашенных вод из заливов в центральную часть озер, создают в ряде случаев крайне неблагоприятные для водоснабжения условия. Остановимся на некоторых наиболее ярких примерах из нашей практики.

5.1. Водоснабжение группы жилых зданий в районе д. Лехнаволок (озеро Логмозеро)

Источник водоснабжения – озеро Логмозеро (площадь 16 км²), располагающееся северней города Петрозаводска, соединено протокой с Петрозаводской губой Онежского озера. В северной части в озеро впадает река Шуя. Показатели качества воды в водоисточнике: перманганатная окисляемость до 11 мгО/л, максимальная цветность в районе забора воды достигает в отдельные периоды 150 градусов.

Производительность очистной станции в настоящее время – 1.5 м³/сутки (в перспективе, с подключением дополнительных потребителей, до 2 м³/сутки).

На объекте успешно апробирована технология биосорбционной предочистки высокоцветной воды, а сама система очистки включает в себя следующие элементы. Вода из приемного колодца водозабора погружным насосом перекачивается на водоочистную станцию, где после предварительной механической очистки и насыщения исходной воды кислородом воздуха (через эжектор) подается в биосорбционный фильтр, загруженный активированным углем марки АГ-5. После предварительного (грубого) обесцвечивания воды осуществлялась основная обработка воды на озono-сорбционной установке (озонатор АМ-6). Из бака чистой воды по мере необходимости вода подается потребителю насосной станцией с встроенным гидроаккумулятором. Конструктивно биосорбционный фильтр исполнен в стандартном заводском корпусе из стекловолокна (поставщик компания «Гейзер») с установленным трехходовым ручным клапаном (клапан фиксируется в режиме обратной промывки).

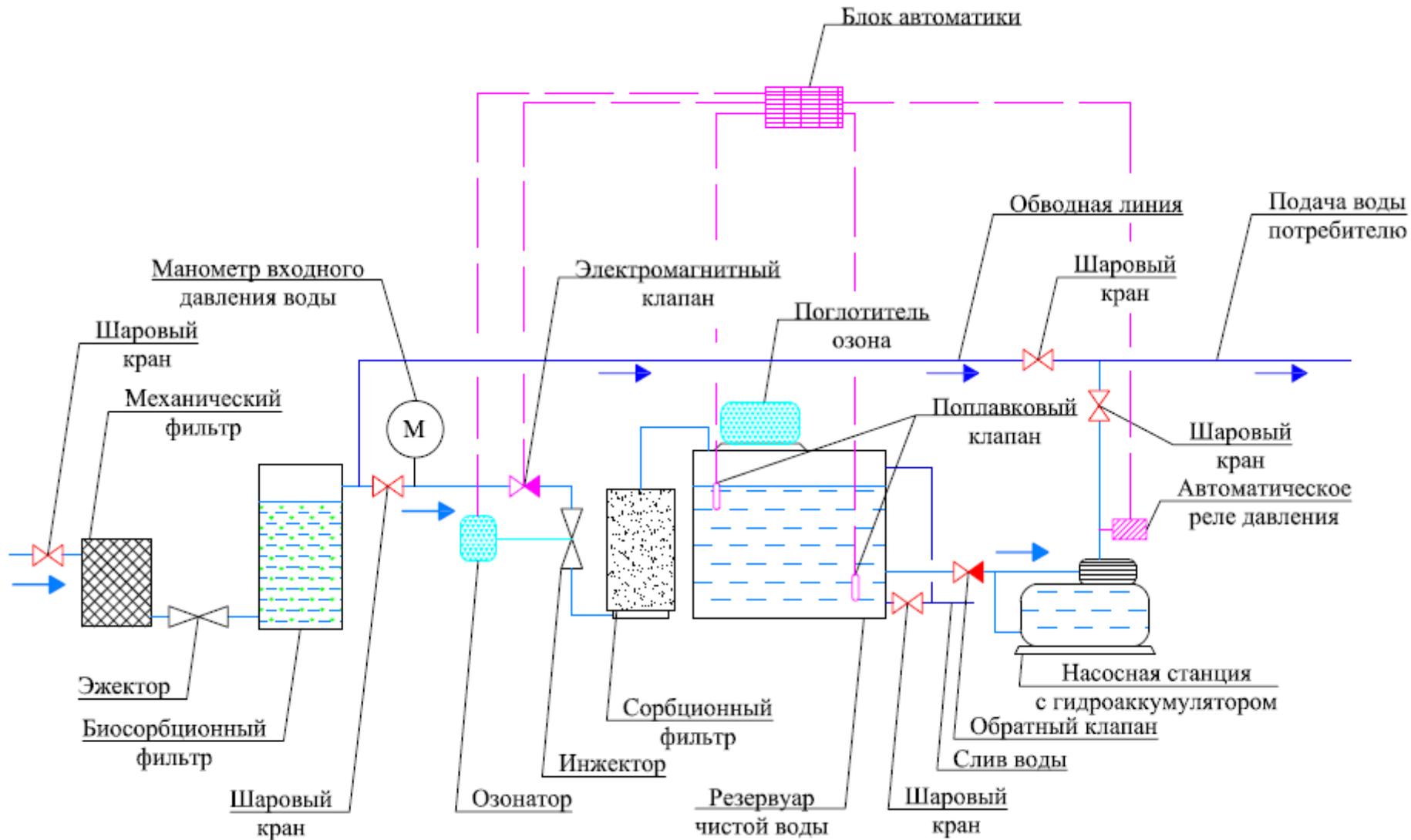


Рис. 5.1. Принципиальная схема озонсорбционной очистки воды с предварительным обесцвечиванием на биосорбционном префилтре

Основные параметры биосорбционного фильтра были приняты расчетом по предложенной в третьей главе монографии модели. При расчетной производительности установки 2 м³/сут и пиковой цветности в водоисточнике 150 градусов платино-кобальтовой шкалы были подобраны параметры биосорбционного префильтра, обеспечивающего устойчивое снижение цветности исходной воды до экономически приемлемых для последующей обработки озонлизом 90 – 100 градусов платино-кобальтовой шкалы.

Масса загрузки биосорбционного фильтра (гранулированный активированный уголь АГ-5) определялась по формуле (3.10):

$$M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q}{1.2 \times \frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}} = \frac{(150 - 90) \times 2}{1.2 \times \frac{11 \times 100^2}{12 \times 150 + 100^2}} = 11 \text{ кг.}$$

Скорость восходящего потока, обеспечивающего устойчивое образование флюидизационного слоя (расширение слоя 2-5%) определялась на основании экспериментальных данных (см. главу 3), и была принята для заряженного аппарата $v=20$ м/ч.

Диаметр одного фильтра d для этих условий составляет

$$d = \sqrt{\frac{Q^h \times 4}{v \times \pi}} = \sqrt{\frac{0.5 \times 4}{20 \times 3.14}} = 0.2 \text{ м,}$$

где Q^h - подача насоса первого подъема в м³/ч, принятая равной 0.5 м³/ч.

Минимальная высота одного фильтра h :

$$h = 1.2 \times \frac{4 \times M}{\rho \times \pi \times d^2} = 1.2 \times \frac{4 \times 11}{450 \times 3.14 \times 0.2^2} = 0.94 \text{ м.}$$

С учетом имеющегося сортамента к использованию был принят корпус диаметром 21 см и высотой 111 см.

Выбор насосного и емкостного оборудования на очистных сооружениях малой производительности представляет собой нетривиальную задачу, на которой здесь хотелось бы остановиться отдельно. Необходимость обеспечения требуемого гидродинамического (гидравлического) режима на отдельных сооружениях водоочистой станции (в данном случае

биосорбционном префилт্রে) с одной стороны и желание минимизировать установленную мощность нагнетательного оборудования и размеры накопительных емкостей с другой порождают различные оптимизационные задачи. Ярко выраженная неравномерность водопотребления в системах малой производительности требует максимально учитывать фактор многорежимности функционирования системы. В этих условиях имитационное моделирование – это единственный метод, позволяющий наиболее адекватно описать реакцию отдельных элементов очистной станции на воздействия случайного характера, такие как изменение режима водопотребления, качества воды в водоисточнике.

Кратко опишем предложенную нами схему имитационного алгоритма для анализа состояний насосного и емкостного оборудования водоочистных станций малой производительности. В виду ограничений на объем монографии изложение будем вести на примере задачи обоснования производительности насосной станции первого подъема и объема резервуара чистой воды для условий технологической схемы на рисунке 5.1.

В качестве базового положения методики определения расчетных расходов при осуществлении имитации традиционно (для отраслевой науки) принята гипотеза о стационарности случайного процесса водопотребления для отдельных характерных режимов. В частности, предполагается, что в течение ограниченного интервала времени (часового тика) при некоторых неизменных условиях режим разбора воды на объектах того или иного назначения можно с достаточным приближением рассматривать как стационарный случайный процесс. Возможные состояния водоразборных приборов у потребителей описываются формулой Эрланга, которая в этом случае может быть представлена в виде $m = f(N, P_N, P)$, (5.1)

где m - расчетное количество одновременно действующих водоразборных приборов на стороне потребителей, N - количество водоразборных приборов, установленных у потребителя, которому подается вода очистной станции, P_N - вероятность действия каждого из установленных водоразборных приборов

потребителя, P - заданная обеспеченность одновременного действия водоразборных приборов.

Поскольку значение N известно, то задача на первом этапе сводится к нахождению таких нормативных данных и способов их преобразования, которые позволили бы с необходимой точностью вычислить величину P_N . Величина P_N является постоянной для конкретных условий водопотребления. Поэтому исходные данные для вычисления P_N должны представлять собой постоянные величины, отражающие средний характерный уровень разбора воды в час наибольшего водопотребления на таких объектах. Настоящим условиям отвечают данные, полученные в результате натурных измерений расхода воды на объектах того или иного назначения.

Для определения вероятности действия водоразборного прибора используется подход, предложенный [153], в соответствии с которым считается, что нормы расходов являются постоянными и не зависят от числа водопотребителей U . Это позволяет использовать их при вычислении вероятности действия водоразборных приборов. Достаточным условием для таких расчетов является выбор секундного расхода воды q_0 некоторым водоразборным прибором из N приборов, установленных на объекте. В условиях проектной неопределенности характерный уровень разбора воды на объекте данного назначения за тик имитации (один час) определяется

$$\text{соотношением } q_{hr,u} = \frac{K \times k \times q_u}{T}, \quad (5.2)$$

где K - коэффициент суточной неравномерности водопотребления (для суток имитации), k - коэффициент часовой неравномерности определенного потребителя (для часа имитации), полученный в результате натурных измерений на объектах того или иного назначения, q_u - норма расхода воды в сутки среднего водопотребления, T - время водоразбора в течение суток. Информацию о значениях расчетных коэффициентах можно в первом приближении принять на основании данных [153].

Строгое определение величины q_0 для данного здания или группы

зданий дает возможность находить расходы воды с высокой точностью. Приняв величину q_0 , можно найти вероятность действия водоразборных приборов как отношение средней продолжительности работы t_{cp} каждого из них в течение часа наибольшего водопотребления к этому интервалу времени

$$P = \frac{t_{cp}}{3600} = \frac{q_{hr,u} \times U}{3600 \times q_0 \times N}. \quad (5.3)$$

Величина P в данном случае относится к любому из N установленных водоразборных приборов у потребителя.

Теперь более подробно остановимся на определении функции включенных приборов $m = f(N, P_N, P)$. Для реализации имитации нами предложено функцию $m = f(N, P_N, P)$ свести к некоторой теоретической вероятностной модели, которая в первом приближении может быть описана схемой Бернулли.

Напомним, что повторные независимые испытания называются испытаниями Бернулли, если при каждом испытании имеется только два возможных исхода и вероятности этих исходов остаются неизменными для всех испытаний [32].

Пространство элементарных событий для каждого отдельного испытания состоит из двух точек, которые принято называть «успехом» (У) и «неудачей» (Н), а их вероятности обозначать соответственно через \hat{p} и \hat{q} , $\hat{p} + \hat{q} = 1$. Для n испытаний Бернулли пространство элементарных событий содержит 2^n точек, где каждая точка представляет собой исход составного опыта.

Понятно, что последовательность из включенных и отключенных приборов вполне может быть описана в рамках испытаний Бернулли. Более того, можно подсчитать вероятность появления какой-то определенной последовательности, описывающей одновременное включение некоторого количества приборов.

В общем случае, если производится серия из n независимых

испытаний, в каждом из которых возможны два исхода с вероятностями \hat{p} и $\hat{q} = 1 - \hat{p}$, не меняющимися от испытания к испытанию, и при этом m раз имел место успех, а $n - m$ раз – неудача, то вероятность $p_n(m) = \binom{n}{m} \times \hat{p}^m \times \hat{q}^{n-m}$. (5.4)

Важно, что функция $p_n(m)$ разрывна, так как определена только для целых значений m . Описания ее поведения можно получить исследованием отношения двух последовательных членов $g(m) = \frac{P_n(m+1)}{P_n(m)} = \frac{n-m}{m+1} \times \frac{\hat{p}}{1-\hat{p}}$. (5.5)

Функция $p_n(m)$ убывающая, если $g(m) < 1$ для всех m , откуда $g(0) = \frac{n \times \hat{p}}{1 - \hat{p}} < 1$ или $\hat{p} < \frac{1}{n+1}$. (5.6)

Функция $p_n(m)$ возрастающая, если $g(m) > 1$ для всех m , откуда $g(n-1) = \frac{\hat{p}}{n \times (1 - \hat{p})} > 1$ или $\hat{p} > \frac{n}{n+1}$. (5.7)

Функция $p_n(m)$ возрастает, а затем убывает, если $g(0) > 1 > g(n-1)$ или $\frac{1}{n+1} < \hat{p} < \frac{n}{n+1}$. (5.8)

В последнем случае можно определить максимальную вероятность или наиболее вероятное число включенных приборов r для биномиального распределения.

Сделать это можно, используя неравенство $g(r-1) \geq 1 > g(r)$. Из последнего следует, что $\frac{n-r+1}{r} \times \frac{\hat{p}}{1-\hat{p}} \geq 1 > \frac{n-r}{r+1} \times \frac{\hat{p}}{1-\hat{p}}$, откуда $(n+1) \times \hat{p} - 1 < r \leq (n+1) \times \hat{p}$, иными словами, наиболее вероятное число включенных приборов равно наибольшему целому числу, меньшему или равному $(n+1) \times \hat{p}$.

Шаг имитации принимается равным 1 с. Для каждого шага имитации определяется случайная величина секундного расхода: для рассматриваемого часа водопотребления вычисляется величина вероятности действия водоразборных приборов, после чего на основании схемы Бернулли строится распределение включения отдельных приборов и определяется общий

потребный расход в системе.

По сути, имеем некоторое распределение случайных целых чисел – включения водоразборных приборов в данный тик имитации. Каждое случайное число в таком распределении имеет свою конкретную вероятность, определенную по формуле Бернулли.

Предположим, что значение случайной величины $X = x_1$ должно быть получено с вероятностью p_1 , $X = x_2$ - с вероятностью p_2 , ... и $X = x_k$ - с вероятностью p_k . Тогда для разыгрывания числа одновременно включенных приборов генерируем равномерное случайное число U и положим

$$X = \begin{cases} x_1, 0 \leq U < p_1 \\ x_2, p_1 \leq U < p_1 + p_2 \\ \dots \\ x_k, p_1 + p_2 + \dots + p_{k-1} \leq U < 1 \end{cases} . \quad (5.9)$$

Таким образом, используя линейный конгруэнтный метод для генерации равномерных распределенных случайных чисел U на основании системы уравнений (5.9) осуществляется переход к распределенным уже биномиально случайным числам, описывающим количество одновременно включенных приборов у потребителя.

Располагая информацией о выбранном насосном и емкостном оборудовании, можно произвести имитацию работу очистной станции по следующему сценарию:

- Задается состояние системы на день и час начала имитации (применительно к рассматриваемой задаче производительность насосной станции первого подъема, объем РЧВ и начальная степень его наполнения);
- После розыгрыша водопотребления производится гидравлический расчет системы подачи воды (от насосной станции второго подъема до потребителя) при этом остаются заявленные для станции условия управления насосным и емкостным оборудованием (реле давления, датчики уровня, электромагнитные клапаны и т.д.);
- Считается, что параметры системы не претерпевают

значительных изменений в течение тика имитации;

- Полученное решение используется для перевода системы в новое состояние.

По результатам численных экспериментов с имитационной моделью водоочистной станции на рисунке 5.1 были предложены следующие параметры насосного и емкостного оборудования:

- Номинальная производительность погружного насоса первого подъема 0.5 м³/ч;
- Полезный объем резервуара чистой воды около 1100-1200 л при установке уровня отключения подачи в 1050 л и включении на уровне 300 л обеспечивает включение/отключение насоса первого подъема не чаще 3 раз в сутки.

Сказанное иллюстрирует рис. 5.2, на котором представлена одна из реализаций имитации по описанному алгоритму.

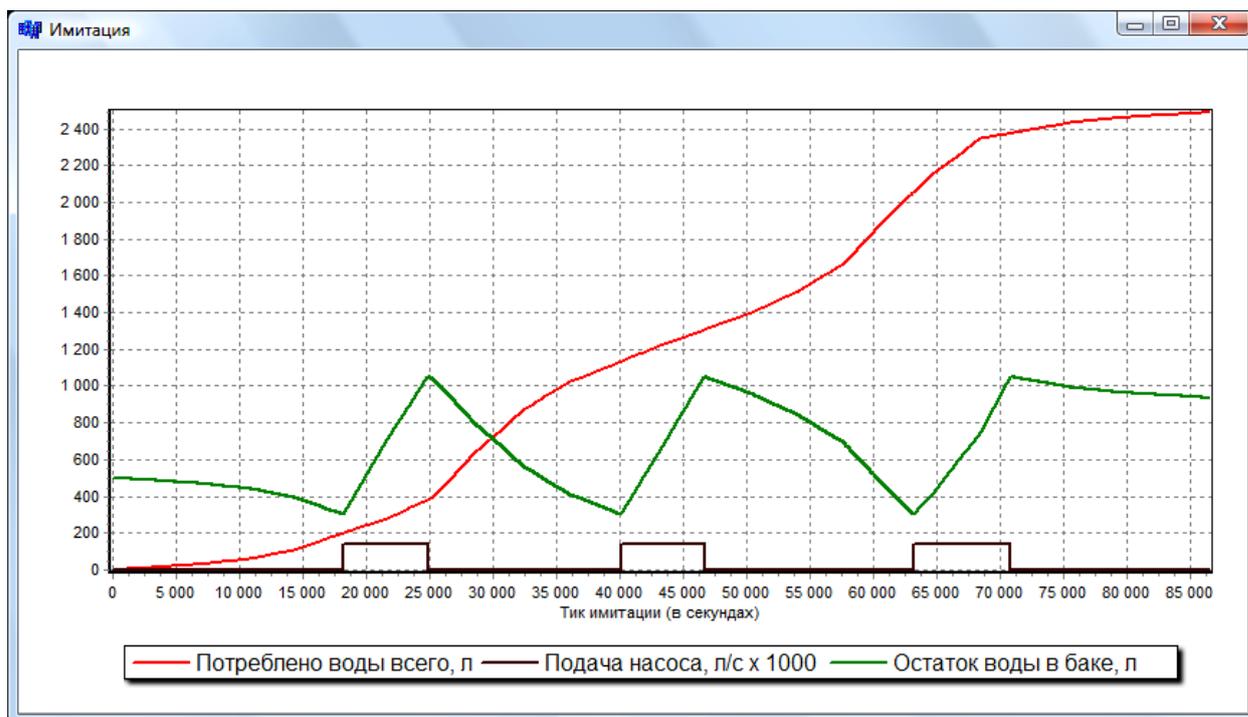


Рис. 5.2. Результаты реализации имитации для определения характерных размеров насосного и емкостного оборудования очистной станции

5.2. Система водоснабжения спортивно-туристической базы в урочище Ламберг, г. Сортавала

Участок строительства спортивно-туристической базы (заказчик – аппарат администрации президента РФ) общей площадью около 4.0 га расположен на землях Сортавальского муниципального района в урочище Ламберг на о. Риеккалансаари примерно в 2600 метрах от населенного пункта Ламберг по направлению на восток. Земельный участок представляет собой полуостров с общим уклоном к южной границе участка и к береговой линии с перепадом высот от уровня озера до 8.5 метров. На территории базы располагается административное здания, группы жилых домов, бани, лодочные и пожарные сооружения.

База предусмотрена для одновременного пребывания на ней до 35 человек. На территории базы размещается группа коттеджей (жилые и гостевые домики), административное здание, бани, сооружения для организации спортивных мероприятий и отдыха. Ориентировочный суточный расход водопотребления составляет около 4.5 – 5 м³/сутки. Данные об общем водопотреблении и водоотведении базы сведены в таблицу 5.1.

Таблица 5.1. Общее водопотребление и водоотведение спортивно-туристической базу в урочище Ламберг, г. Сортавала

№ п/п	Тип здания, сооружения	Число проживающих, чел	Кол-во зданий	Норма водопотребления	Расход воды, м ³ /сут
1	Жилой дом	2	14	120 л/сутки на человека	3.360
2	Гостевой дом	1	4	120 л/сутки на человека – баня отдельно от здания	0.480
3	Административное здание	2	1	12 л/сутки на человека – административная часть, 120 л/сутки на человека – проживание	0.024 + 0.240 = 0.264
Итого на хозяйственные нужды					4.104
4	Собственные нужды ВОС (10%)				0.41
Итого по водопотреблению					4.514
Итого по водоотведению					4.514

Местные особенности площадки строительства значительно осложняют решения вопросов водоснабжения и водоотведения базы:

- Полуостров сильно вытянут в одном направлении, характеризуется большим перепадом высот и при этом имеются повсеместные выходы скальных пород;

- По данным химического анализа на смежном участке подземные воды гидрокарбонатные-магниево-кальциевые, кислые, очень жесткие с большим содержанием железа и марганца;

- Полуостров омывается со всех сторон озером, связанным с большой Ладогой протокой, и характеризуется низким качеством воды (высокая цветность и окисляемость воды, обусловленные отсутствием водообмена с большим озером, запах);

- С основной грунтовой дорогой участка связан мало накатанным грунтовым проездом (доставка питьевой воды, реагентов, фильтрующих материалов и т.п. затруднена).

Инженерно-геологические изыскания, проведенные до разработки технико-экономического обоснования, свидетельствовали о нецелесообразности организации водозабора подземных вод. Промеры глубин в озере позволили выделить несколько возможных (в техническом смысле) мест размещения поверхностного водозабора из озера, но, с другой стороны, анализы проб воды из озера свидетельствовали о неудовлетворительном ее качестве по следующим показателям:

- Цветность (май – 75 градусов);
- Перманганатная окисляемость (12 мг/л);
- Запах (3 балла).

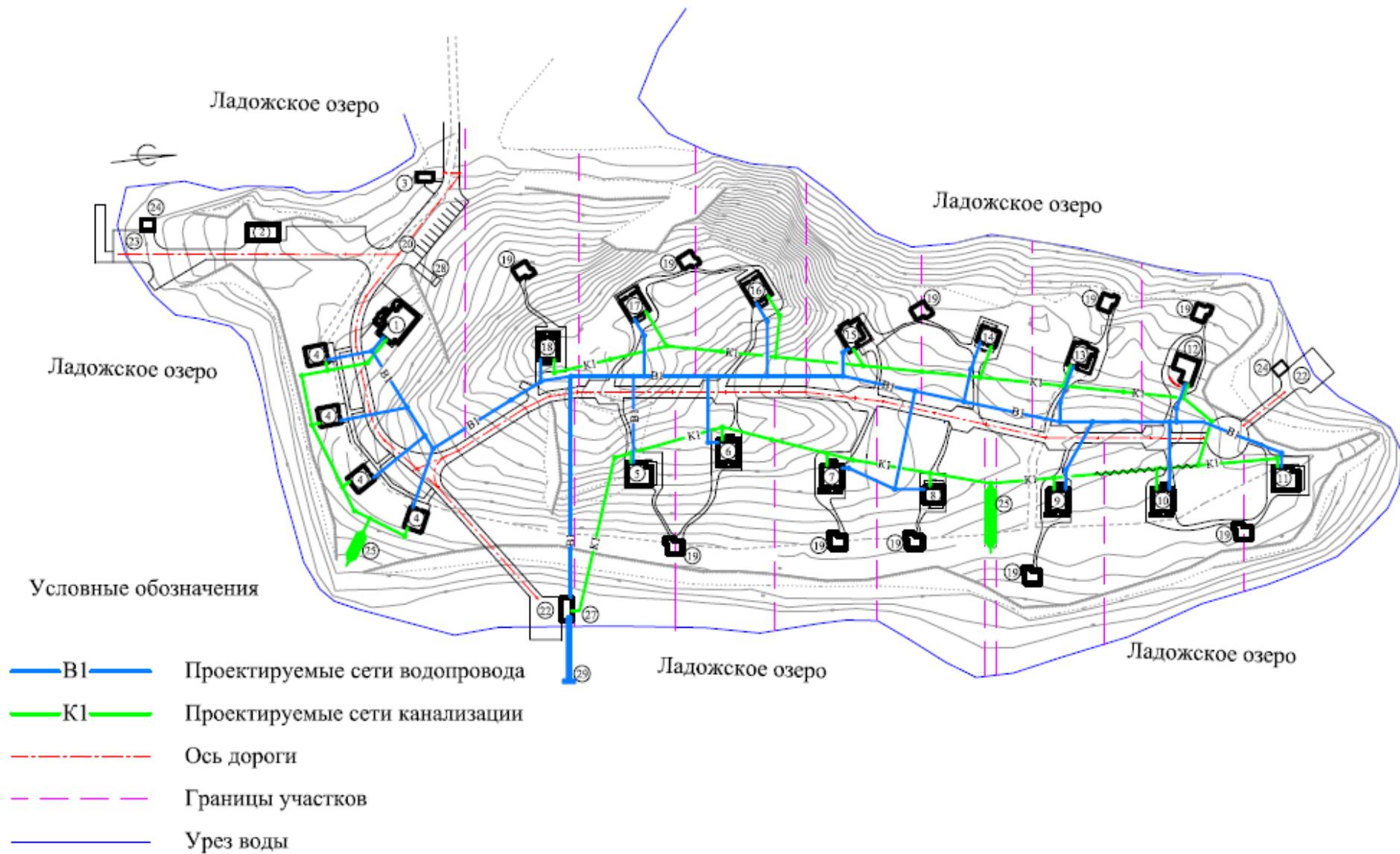


Рис. 5.3. Схема генерального плана спортивно-туристической базы в урочище Ламберг г. Сортавала

Принятая схема очистки воды также предусматривала устройство биосорбционного префильтра, снижающего нагрузку на основной технологический процесс: озонлиз с последующей фильтрацией на сорбенте.

До разработки проектной документации для оценки возможностей биосорбционного префильтра были проведены лабораторные эксперименты с водой из водоемисточника с последующей обработкой результатов и оценкой возможности использования технологии при обеспечении потребных расходов воды для проектируемой базы.

Максимальная удельная скорость обесцвечивания исходной воды на загрузке гранулированного угля АГ-5, определенная путем решения обратной задачи, достигала $p_m = 15.0 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times \text{л}}{\text{г} \times \text{сут}} \right)$ при температуре воды около 15 °С.

Ориентировочная масса загрузки для обеспечения эффекта очистки по цветности 65-70% и температуры воды около 15 °С для потребного расхода

$$\text{составляет } M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q}{p_m \times L_e^2} = \frac{(75 - (1 - 0.7) \times 75) \times 4.5}{15 \times 22.5^2} = 20 \text{ кг.}$$

$$\frac{K_L \times L_0 + L_e^2}{12 \times 75 + 22.5^2}$$

С учетом эксплуатации в холодное время года (при температуре исходной воды ~1 °С) максимальная удельная скорость обесцвечивания, безусловно, будет значительно меньше. Ориентировочная оценка скорости окисления гуминовых веществ, обуславливающих цветность воды, может быть дана формулой (3.11) из главы 3 работы:

$$p_m = p_{0_m} \times k^{t-t_0} = 15 \times 1.035^{1-15} = 9 \left(\frac{^0 \text{ПКШ} \times \text{л}}{\text{г} \times \text{сут}} \right),$$

а масса загрузки с учетом поправки на температуру воды холодного времени

$$\text{года составит } M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q}{p_m \times L_e^2} = \frac{(75 - (1 - 0.7) \times 75) \times 4.5}{9 \times 22.5^2} = 72.9 \text{ кг.}$$

$$\frac{K_L \times L_0 + L_e^2}{12 \times 75 + 22.5^2}$$

Попутно отметим, что при проведении технологического моделирования было установлено также некоторое снижение окисляемости

воды, что в общем-то ожидаемо. В пересчете на удельную (по массе загрузки биосорбционного фильтра) скорость окисления эта величина составляет порядка $0.25 \div 0.27 \left(\frac{мг}{л \times сут} \right)$. Однако для обоснования использования биосорбционных аппаратов для снижения общей окисляемости воды требуются специальные дополнительные исследования, которые в рамках данной работы не проводились в виду сложностей, возникающих с транспортировкой воды и дороговизной лабораторных анализов.

Принятая по результатам технологического моделирования система очистки воды представлена на рис. 5.4.

В нормальном режиме работы вода из озера подается на очистку погружным насосом, устанавливаемым в проектируемом береговом колодце. Гидравлический аккумулятор (емкость мембранного типа), размещенный в теплом помещении очистных сооружений и насосной станции второго подъема, позволяет подавать на биосорбционный фильтр воду с температурой не менее 5°C в любое время года.

После предварительной механической очистки на фильтрах грубой очистки вода последовательно поступает на биосорбционный фильтр, озонсорбционную установку и фильтр тонкой очистки.

Для предварительной очистки от механических примесей используются стандартные фильтры со сменным картриджем. Корпуса фильтров пластмассовые с латунными присоединениями, фильтры оснащены клапанами для сброса избыточного давления.

После предварительного осветления исходная вода насыщается кислородом воздуха через эжектор и поступает на биосорбционный префильтр с гранулированным активированным углем марки АГ-5. Регенерация сорбента или его специальная обработка не предусматривается. На биосорбционном фильтре удаляется большая часть органических соединений, обуславливающих цветность воды. Общее время пребывания исходной воды в фильтре 12-15 мин.

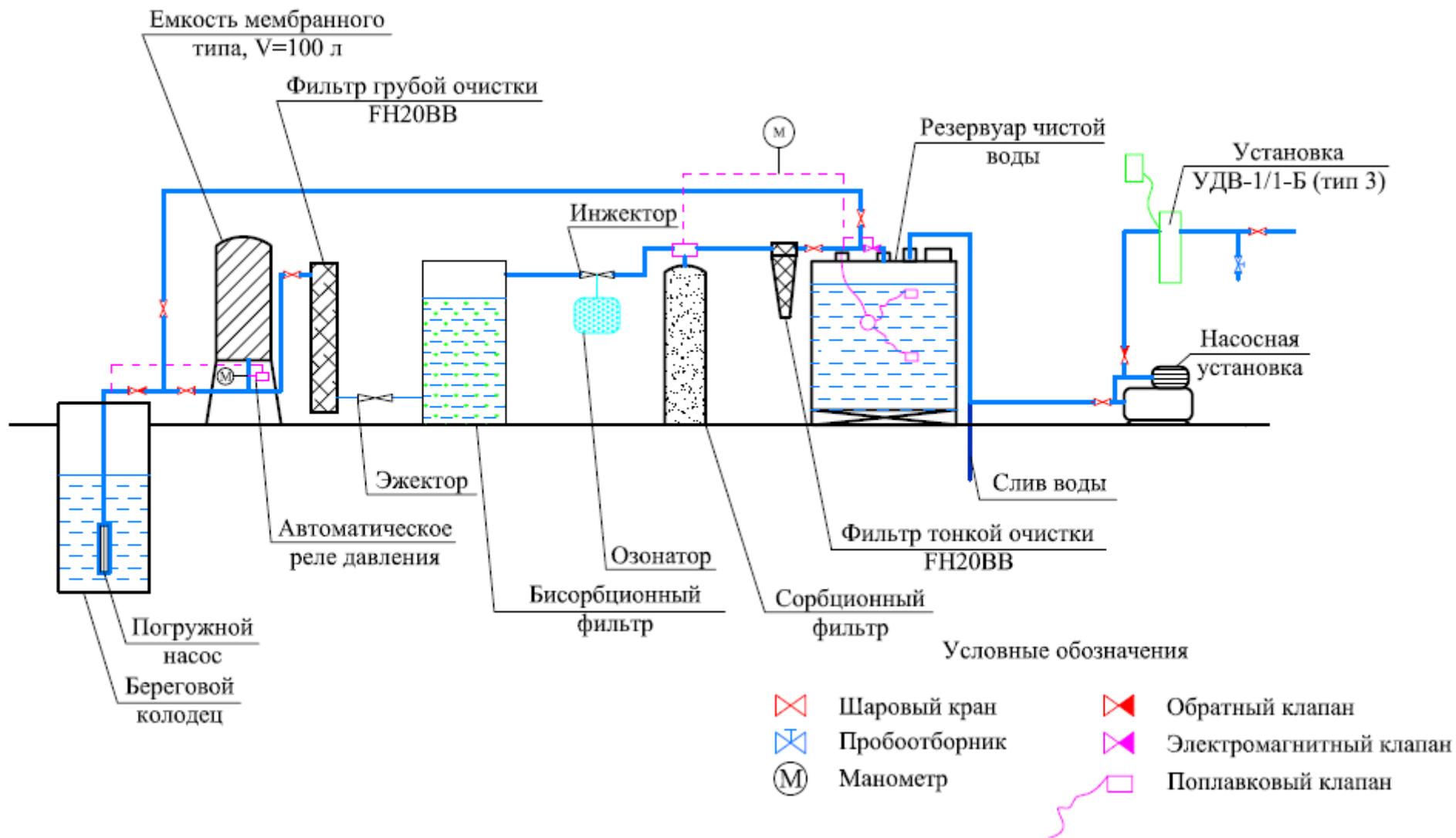


Рис. 5.4. Технологическая схема водоподготовки спортивно-туристической базы в урочище Ламберг г. Сортавала

Обработанная на биосорбционном фильтре вода подается в систему озono-сорбционной очистки. В качестве основного элемента предусматривается установка полной заводской готовности (сорбционно-озонаторый узел системы «Водолей»).

Подготовленная вода из резервуара чистой воды по мере необходимости подается к потребителю насосной установкой. По мере заполнения резервуара чистой воды изменяется положение поплавка, что является сигналом к срабатыванию электромагнитного клапана. В результате изменения гидравлического сопротивления системы начинает заполняться пневматический бак. По достижению выставленного на реле давления максимального значения, подача воды в систему погружным насосом прекращается. При понижении уровня воды в резервуаре, изменяется положение поплавка, что приводит к тому, что электромагнитный клапан открывается, вода из пневматического бака поступает на очистку, давление в системе снижается. После достижения выставленного на реле давления минимального значения погружной насос снова начинает подавать воду. В режиме промывки сорбционного фильтра в составе сорбционно-озонаторного узла система автоматически обеспечивает сброс давления, промывная вода поступает в канализацию. При понижении выставленного на реле давления минимального значения включается погружной насос.

Система автоматического регулирования обеспечивает поддержание расчетных уровней воды в резервуаре, давления в системе, промывку фильтров в соответствии с технологическим регламентом.

Аналогичные биосорбционные префильтры предложены для обеспечения водой питьевого качества спортивно-туристической базы «Рио» под г. Питкяранта с ориентировочной производительностью до 40 м³/сут.

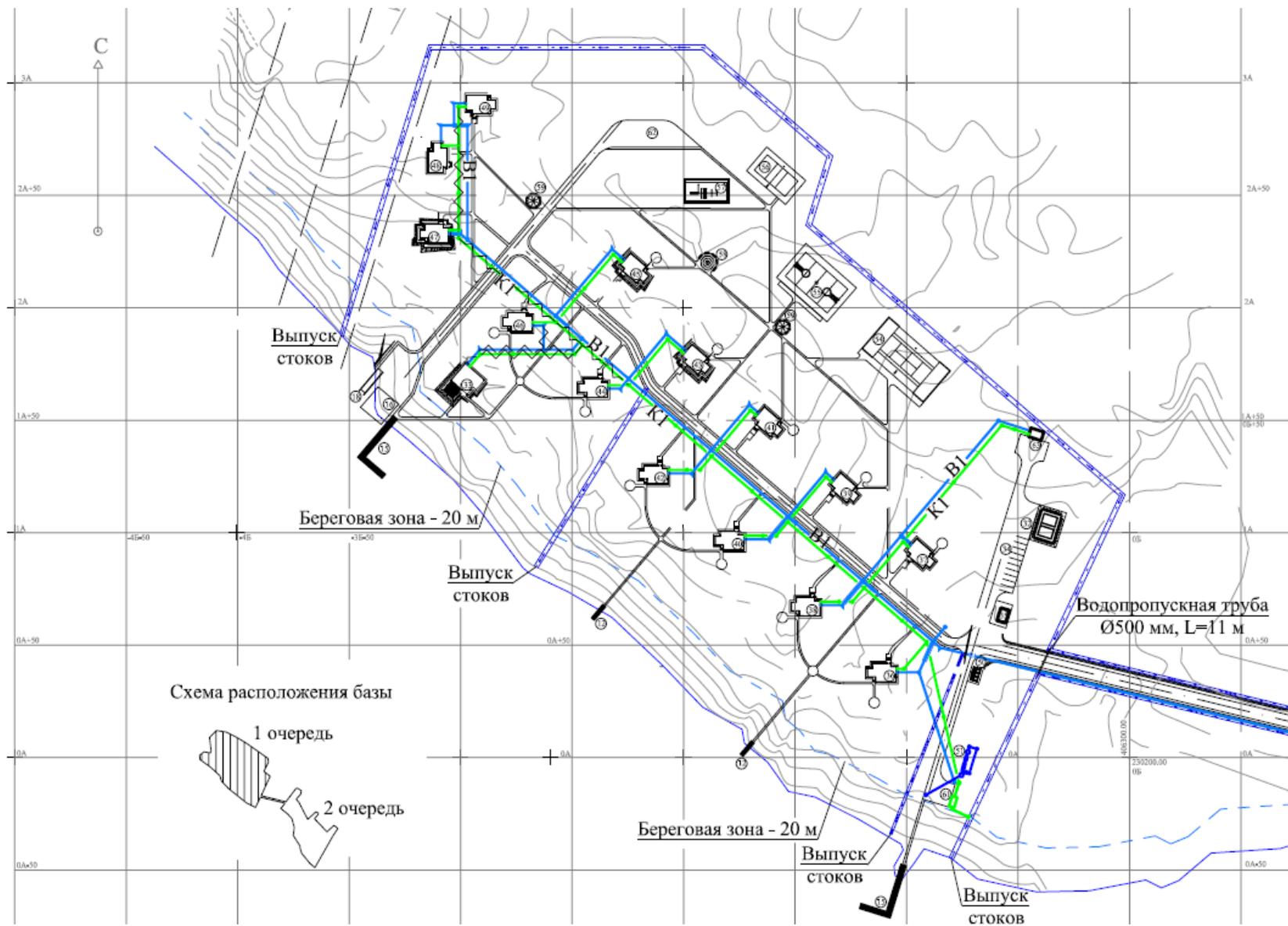


Рис. 5.5. Схема генерального плана 1-й очереди строительства туристической базы в урочище Пелля г. Питкяранта

По одному из вариантов в качестве источника водоснабжения базы рассматривается Ладожское озеро. В составе станции предусматривается сооружения для предварительного осветления воды с последующей реагентной (сезонной) фильтрацией на скорых самопромывных фильтрах полной заводского готовности. Показатели качества воды здесь несколько выше: перманганатная окисляемость не превышает нормативные 5 мг/л, цветность не превышает 45-50 градусов с пиковыми сезонными повышением до 70), но выше и расчетная производительность станции. Для решения проблемы «чрезмерной высоты» биосорбционных аппаратов предложено использовать несколько последовательно соединенных биосорбционных фильтров. Отметим здесь также, что по мере увеличения расчетной производительности возникает задача (в данной работе не рассматриваемая) о соотношении нагрузки по снятию загрязнений между биосорбционным аппаратом и другими сооружениями очистной станции с учетом экономичности, технологичности и надежности системы очистки.

5.3. Перспективы использования биотехнологий для очистки природных и сточных вод

В этом разделе приводится информация о нашем опыте использования биотехнологий для очистки природных и сточных вод, не связанная прямо с проблемой обесцвечивания природных вод.

В 2007 г. МОУ ДОД «СДЮСШОР №3» планировалось строительство новых водозаборных и очистных сооружений детского спортивно-оздоровительного лагеря на берегу Уйской губы Онежского озера в районе поселка Уя. Местные условия позволяли организовать поверхностный водозабор из озера и зоны санитарной охраны в составе трех поясов.

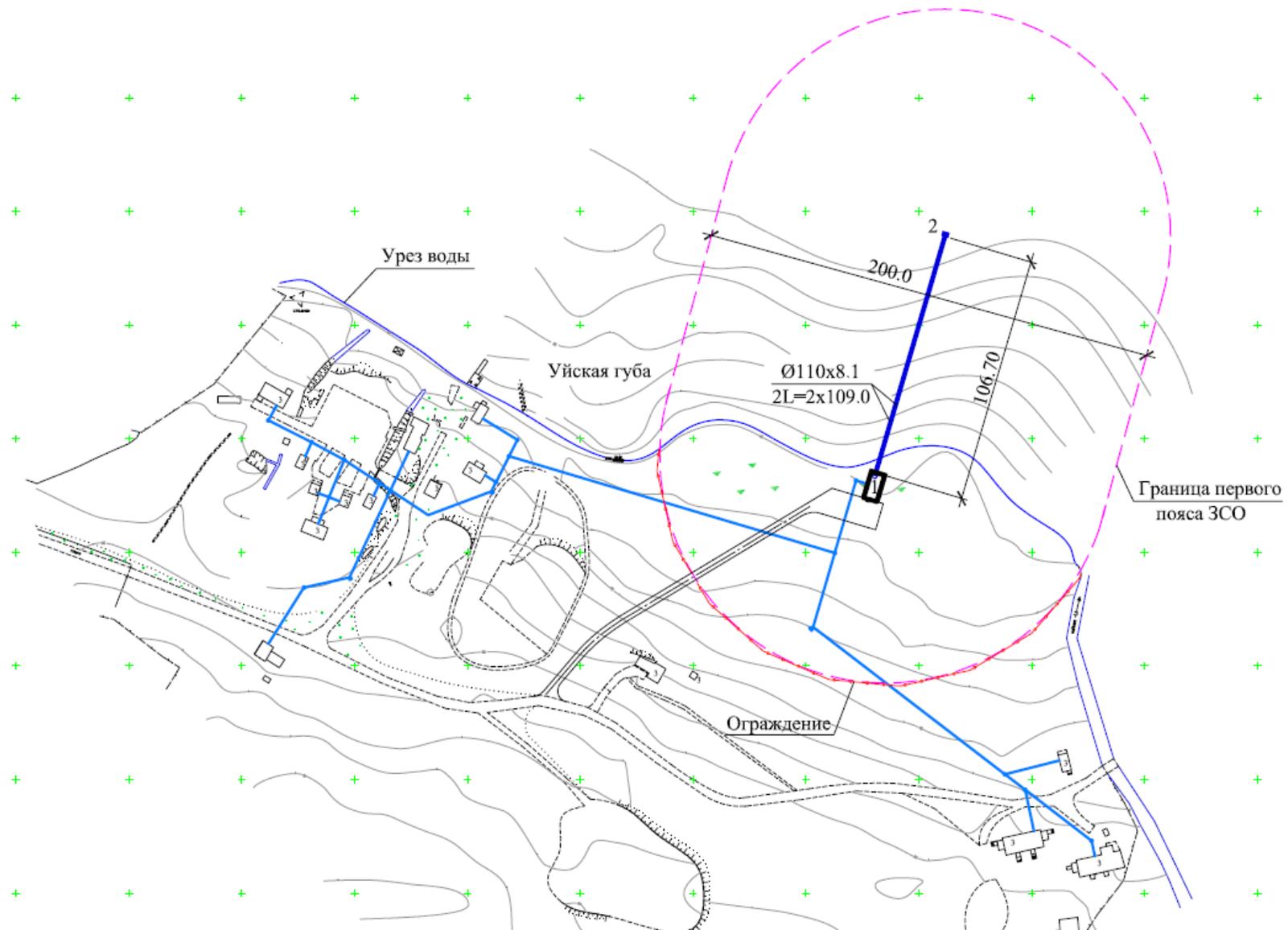


Рис. 5.7. Генеральный план детского спортивно-оздоровительного лагеря на берегу Уйской губы Онежского озера

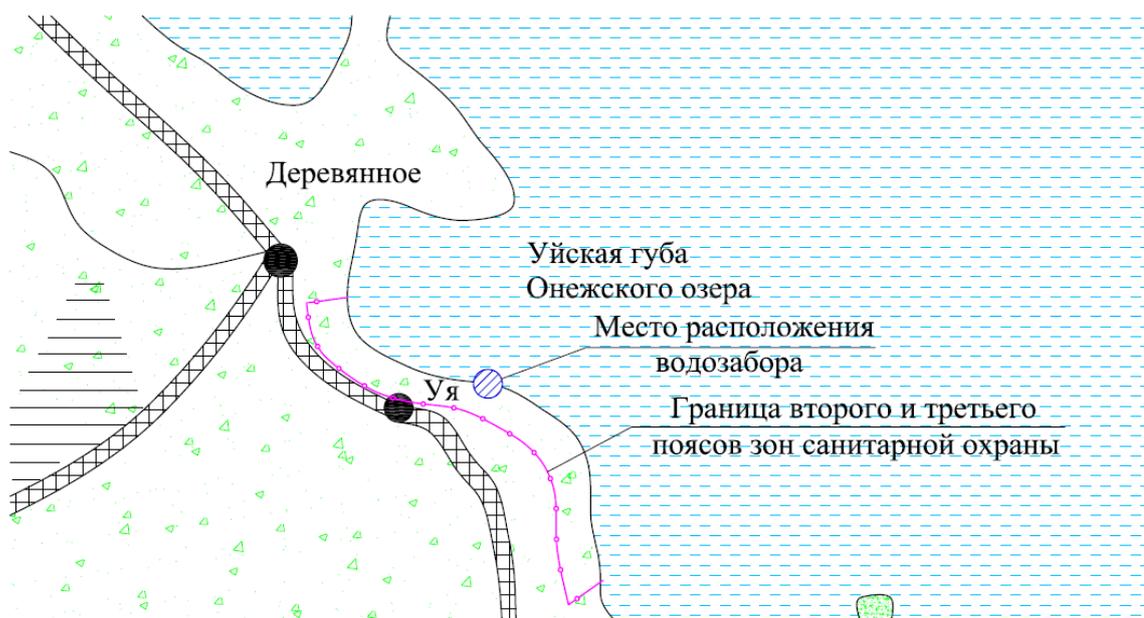


Рис. 5.8. Ситуационный план со вторым и третьим поясами зоны санитарной охраны водозабора

Уйская губа Онежского озера находится вне зоны непосредственного влияния стока реки Шуя и в целом характеризуется значительно меньшими (по сравнению с Петрозаводской губой) значениями цветности и окисляемости воды. Более того, опыт строительства и эксплуатации очистных сооружений в схожих условиях свидетельствовал, что зачастую показатели водных масс этой части Онежского озера находятся в пределах установленных предельно допустимых концентраций (ПДК), кроме цветности, которая незначительно превышает ПДК, или чуть выше и вполне пригодны для использования в питьевых целях с минимальной обработкой, учитывающей сезонные изменения качества воды. Для снижения концентрации органических веществ, устранения посторонних запахов и доведения цветности воды для нормативных значений обычно было достаточно предварительного осветления, фильтрования воды на сорбенте и обработки перед подачей воды в сеть на бактерицидной установке.

Предварительно был разработан вариант компоновки очистной станции, предусматривающий устройство безреагентного медленного фильтра с загрузкой мелкозернистым песком с последующим фильтрованием на напорном сорбционном фильтре. Опыт эксплуатации медленных

фильтров в условиях Карелии, свидетельствует о том, что их барьерная роль сама по себе достаточно велика. В частности, по данным Р.Р. Аюкаева [5] выход на нормативные значения по окисляемости и цветности обеспечивает безреагентная очистка на медленном фильтре при входной перманганатной окисляемости до 7-8 мг/л и цветности до 45-55 градусов, углеродоокисляющие бактерии, которые обеспечивают потребление и глубокое разложение органических веществ типа нефтепродуктов и фенолов, практически полностью задерживаются на биопленке и в зернистом слое, группа неферментирующих бактерий, в том числе представители условно-патогенной микрофлоры, задерживаются медленным фильтром на 99.2-99.5%.

Проведенные нами экспериментальные исследования обесцвечивания природных вод при медленном фильтровании, представленные в главе 3 данной работы, подтверждают эти выводы. По модели (3.10), построенной на основе обработки экспериментальных данных, можно достаточно точно определить область применения технологии безреагентного медленного фильтрования для очистки цветных вод. Полагая скорости фильтрования в пределах, рекомендуемых действующими нормативными документами на уровне $v=0.1$ м/ч, для температуры воды 2-3°C имеем: из уравнения неразрывности, получаем соотношение, связывающее часовую производительность медленного фильтра, скорость фильтрования и диаметр

(условно круглого) сечения фильтра: $Q = \omega \times v = \frac{\pi \times d^2}{4} \times v$, отсюда $d = \sqrt{\frac{4 \times Q}{\pi \times v}}$.

Высота активного слоя h принимается равной 0.15 м, тогда объем активного слоя загрузки медленного фильтра составляет $V = h \times \frac{4 \times Q}{v} = 0.15 \times \frac{4 \times Q}{0.1} = 0.15 \times \frac{4 \times Q}{0.1} = 6 \times Q$, а масса активной части загрузки (кварцевый песок) $M = 8400 \times Q$. С другой стороны, из уравнения определения

скорости окисления загрязнений в биореакторе, имеем $M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q \times 24}{\frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}}$.

Приравнивая два уравнения и подставляя параметры окислительного процесса для обесцвечивания на медленном фильтре из главы 3 монографии,

$$\text{имеем } \frac{(L_0 - 20) \times 24}{0.35 \times 20^2} = 8400.$$
$$\frac{\quad}{34.6 \times L_0 + 20^2}$$

Решая это уравнение относительно цветности входа L_e , получаем $L_0 \cong 46$ градусов платино-кобальтовой шкалы.

Однако несколько неожиданные результаты лабораторного анализа качества воды в водоисточнике в свидетельствовали об антропогенном загрязнении в районе акватории водозабора: повышенном содержании органических веществ (среднеголетняя цветность около 50 градусов, перманганатная окисляемость 11.2 мг O_2 /л, БПК5 — 0.4 мг O_2 /л) и аммонийного азота (2.21 мг/л). По этим показателям исследованные пробы воды не соответствовали ГН 2.1.5.1315-03 «ПДК химических веществ в воде объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования», СанПиН 2.1.5.980-00 «Гигиенические требования к охране поверхностных вод».

Постановочные эксперименты на биосорбционных фильтрах с гранулированными активированными углями продемонстрировали удивительно высокую эффективность очистки по содержанию в воде аммонийного азота и некоторое снижение общей окисляемости воды. Максимальное снижение концентраций аммонийного азота достигало почти 70% (до 0.7 мг/л). Эксперименты проводились на лабораторном биосорбционном фильтре для условий близких к производственным: при температуре воды около 5°C, скоростях восходящего потока от 15 до 20 м/ч.

По результатам экспериментов был предложен (впоследствии принятый заказчиком) вариант очистных сооружений, включающий на первом этапе предварительную обработку воды в биосорбционном аппарате, на втором – безреагентную фильтрацию на сорбенте (рис. 5.9).

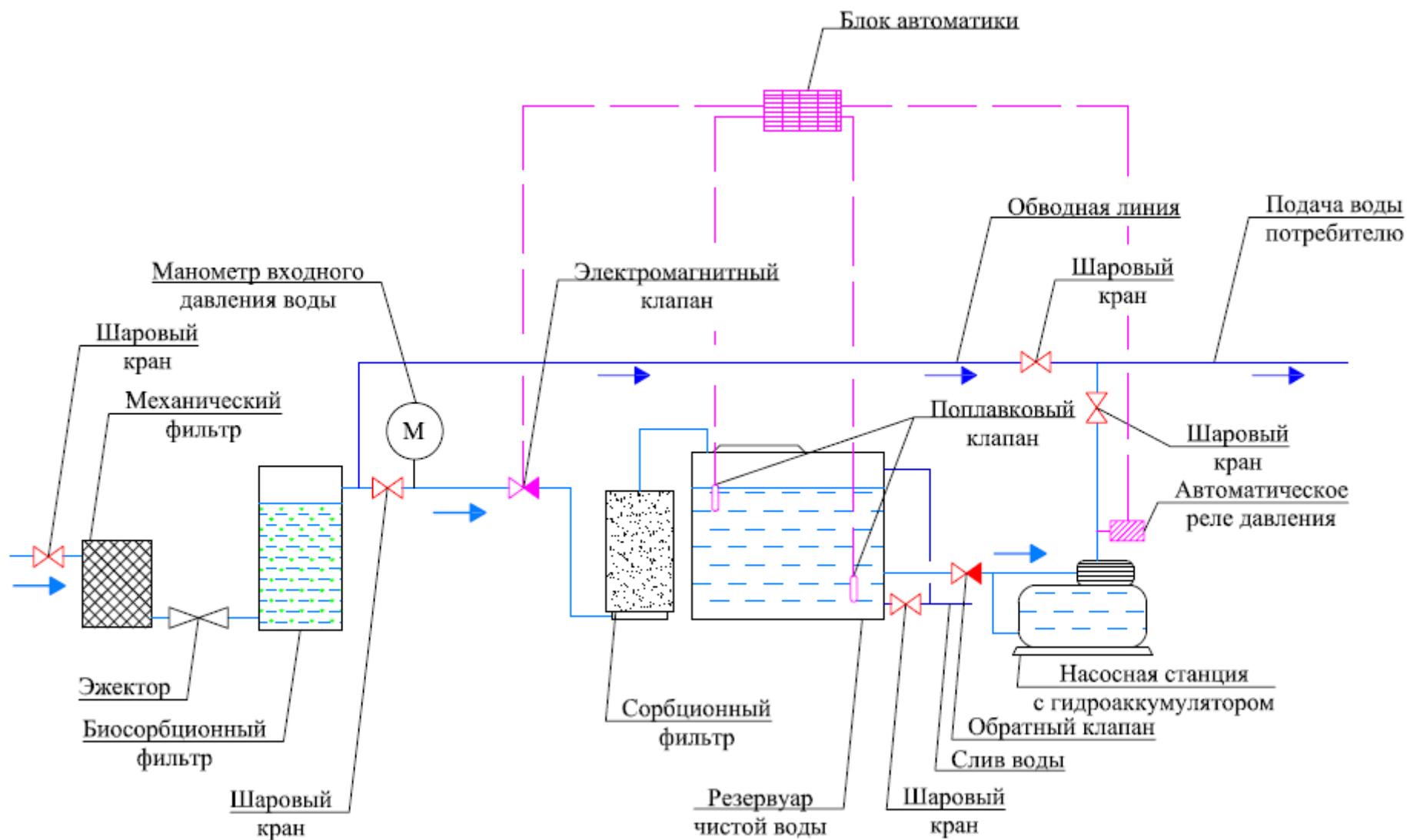


Рис. 5.9. Технологическая схема водоподготовки спортивно-оздоровительного лагеря на берегу Уйской губы

Предпроектные материалы с представленными экспериментальными данными, проект очистных сооружений и зон санитарной охраны водоемника, программа производственного контроля согласованы в установленном порядке в органах Роспотребнадзора, по проекту получено положительное заключение вневедомственной экспертизы.

Неординарной представляется схема сооружений глубокой очистки хозяйственно-бытовых сточных вод туристического комплекса «Гардарика» с использованием технологии медленного фильтрования. В 2007 году фирма ООО «Чистая вода», возглавляемая д.т.н., проф. Аюкаевым Р. И., заключила договор на разработку проектно-сметной документации и реконструкции водопроводных и очистных сооружений туристического комплекса.

Туристический комплекс «Гардарика» расположен на седьмом километре автодороги Вяртсиля-Суйстамо в прибрежной полосе озера Янисъярви Сортавальского района Республики Карелия. Озеро Янисъярви является водоемом рыбохозяйственного назначения. На территории комплекса построены два жилых корпуса, здание ресторана на 70 посадочных мест, здание водопроводного хозяйства.

При участии автора была разработана технологическая схема глубокой очистки (до требований к качеству сточных вод, сбрасываемых в водоемы рыбохозяйственного назначения) хозяйственно-бытовых сточных вод (рис. 5.10).

После предварительной механической очистки сточной воды на решетках корзинчатого типа сточная вода подается на существующую установку «Водолей-12». На установке полной заводской готовности сточная вода проходит три этапа очистки:

- Первичное отстаивание, в результате которого происходит удаление грубых примесей и оседающих веществ из сточных вод. Плавающие вещества задерживаются полупогружной перегородкой. Образующийся осадок накапливается в камере анаэробного сбраживания.

- Биологическую очистку в биореакторе с иммобилизованной биомассой. Использование иммобилизованной микробиальной массы позволяет значительно уменьшить ее прирост и обеспечить условия для стабилизации избыточного активного ила. При этом осуществляется струйная аэрация сточных вод насосным агрегатом, при которой происходит диспергирование атмосферного воздуха за счет эжектирования его напорной струей аэрируемой жидкости.

- Вторичное отстаивание, при котором осуществляется дополнительное отстаивание взвешенных веществ.

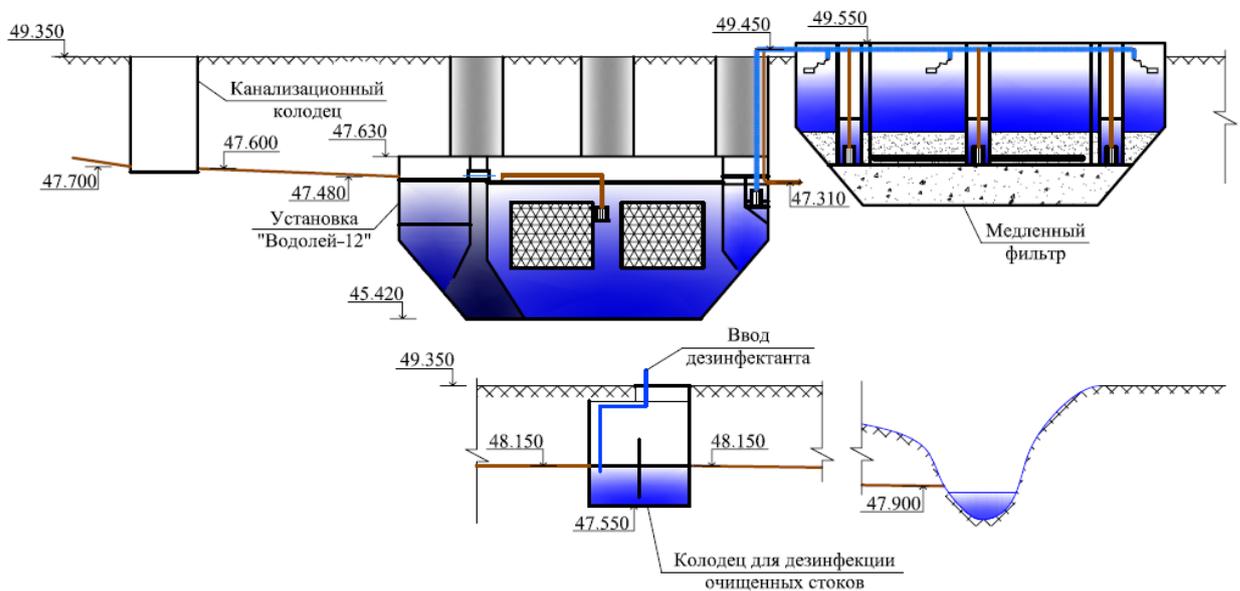


Рис. 5.10. Технологическая схема очистки хозяйственно-бытовых сточных вод с использованием медленных фильтров

Совмещение в одном объеме аэротенка с неподвижной насадкой и вторичного отстойника позволяет осуществить очистку сточных вод при относительно высоких концентрациях значений активного ила, обеспечивая пребывание его в аэробных условиях на протяжении всего процесса.

В связи с поступлением на очистку повышенных расходов сточных вод проектом предусматривается интенсификация процесса очистки сточных вод в биореакторе путем их коагулирования сернокислым алюминием.

Во вторичном отстойнике установки «Водолей-12» устанавливается погружной насос TOP-VORTEX (Pedrollo), при помощи которого прошедшая первую ступень очистки сточная вода подается на вторую ступень очистки.

На второй ступени очистки сточные воды поступают на медленных фильтры (рис. 5.11) с загрузкой из кварцевого песка крупностью 0.3 – 1 мм; высота слоя загрузки около полуметра.

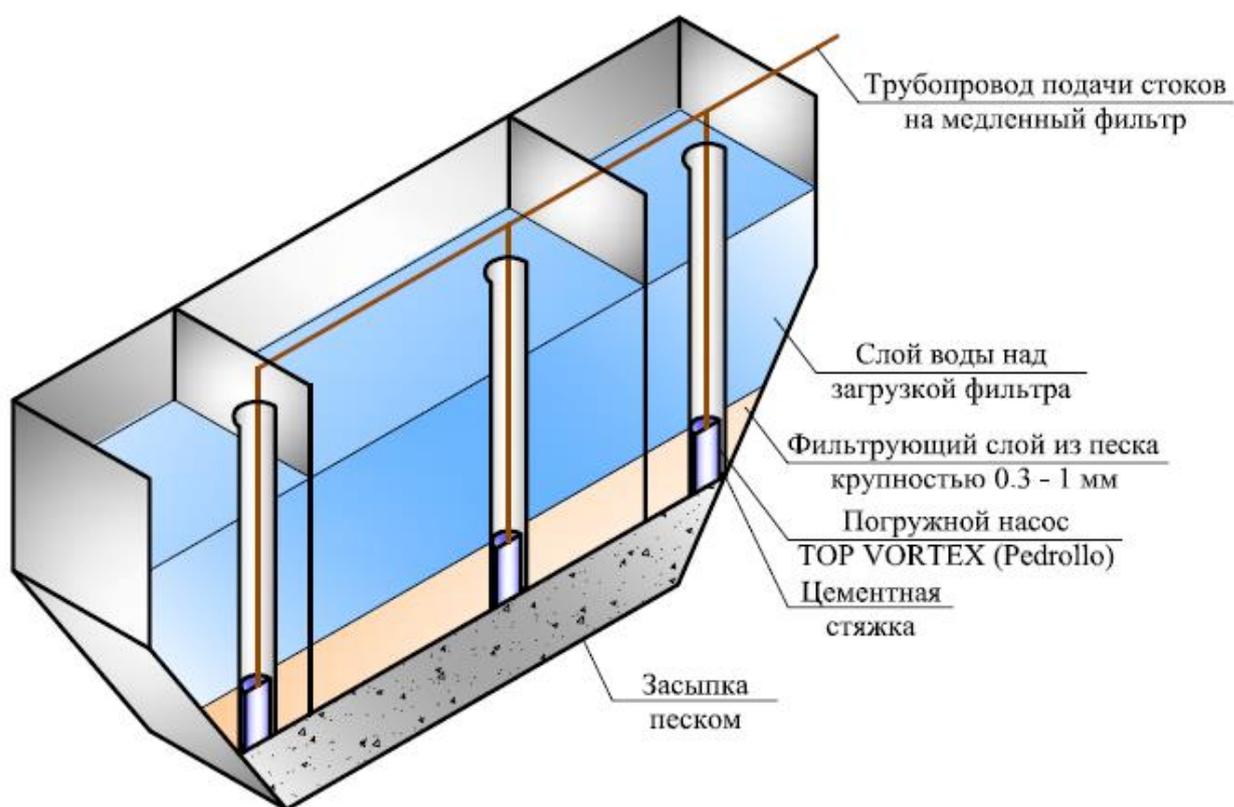


Рис. 5.11. Схема медленного фильтра для очистки доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод

Задержанные пленкой бактерии и органические вещества обуславливают возникновение в ней биологических процессов, в том числе и развитие низших организмов, поглощающих бактерии. Зерна песка обрастают студенистой массой, которая является хорошим сорбентом. Созревшая фильтрующая пленка медленных фильтров называется биологической. С течением времени биологические процессы начинают захватывать более глубокие слои фильтра. Изучение протоколов результатов количественного химического анализа сточных вод до и после очистки на медленных фильтрах при очистке сточных вод позволяет определить

расчетные параметры в модели (3.10), использование которой при расчете сооружений биологической очистки более, чем оправдано. Эффективность очистки на медленных фильтрах по показателю БПК₂₀ для рассматриваемого случая составляет более 90% (с 11.91 мг/л до 1.18 мг/л) при фоновом в водоеме, куда сбрасывается очищенный сток, более 1.5 мг/л.

Регенерация фильтров осуществляется следующим образом. Фильтр заполняется очищенной водой, при этом производится рыхление верхнего слоя загрузки механическим способом или струями воды. Вода с взмученными или вымытыми загрязнениями соответственно откачивается насосом. Песок подвергается отмывке и возвращается обратно в медленный фильтр, после чего он готов к работе.

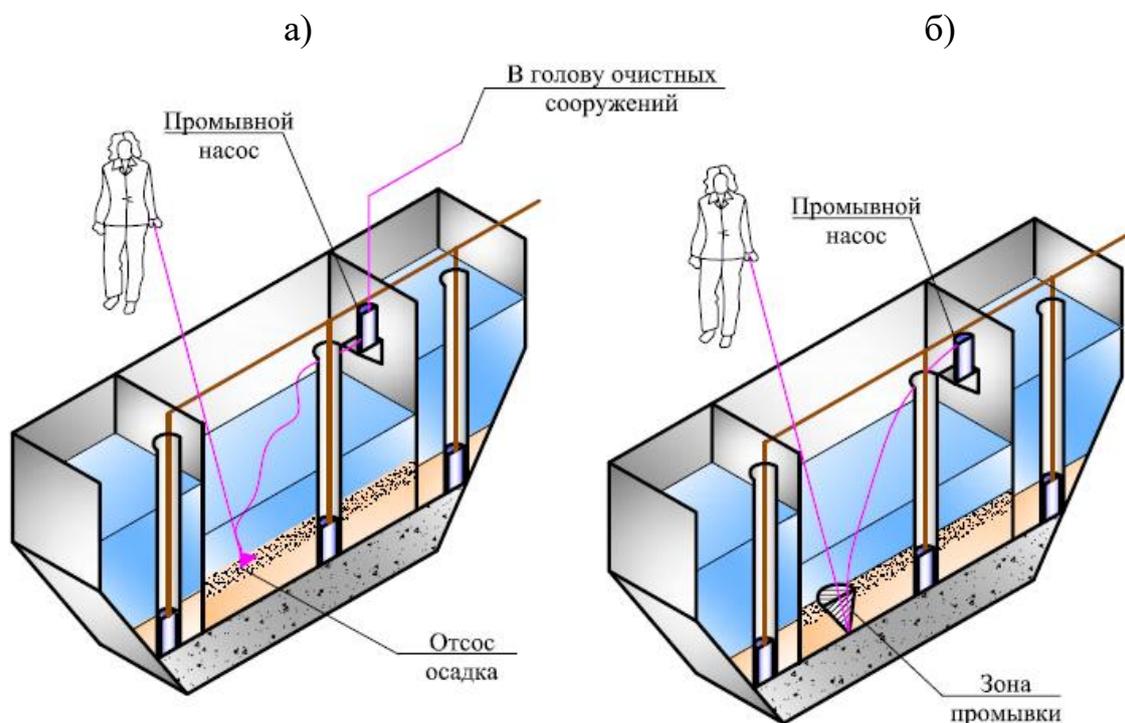


Рис. 5.12. Регенерация медленных фильтров: а – регулярная, б – периодическая

5.4. Общие выводы

Снабжение населения кондиционной водой в достаточном количестве является одной из актуальнейших проблем в республике. Несмотря на то, что обеспеченность Карелии водными ресурсами достаточно высока и оценивается как превосходящая среднероссийские показатели, большая часть водоисточников относится к источникам с водой неудовлетворительного качества. В большинстве случаев для целей питьевого водоснабжения используются мезогумусные природные воды с высоким содержанием труднорастворимых органических веществ, обуславливающих высокую цветность и окисляемость воды.

Традиционно считается, что высокоцветные маломутные Карельские воды могут быть очищены до требований нормативных документов с помощью реагентных методов обработки с последующим осаждением взвеси при фильтровании. Однако реагентная обработка проводится только на водопроводных очистных сооружениях г. Петрозаводска и Костомукша, на остальных станциях осуществляется только механическая очистка, в условиях мезогумусности абсолютно неэффективная. Более того, во многих крупных городах Карелии (Суоярви, Сортавала, Медвежьегорск) и практически во всех малых населенных пунктах водопроводные очистные сооружения отсутствуют вообще.

С другой стороны, производственный опыт автора работы в области проектирования и строительства водопроводных очистных сооружений свидетельствует, что проблема обеспечения водой питьевого качества жителей республики имеет под собой объективные причины. В условиях дороговизны реагентов или даже искусственной недоступности их в малых населенных пунктах (в частности, соотношение между стоимостью одной тонны коагулянта на заводе и затратами на его доставку таковы, что по мере движения вглубь региона стоимость реагента возрастает на порядок, а то и на два), высокой стоимости электроэнергии, серьезных антропогенных нагрузок

на водоемы ориентация на традиционные схемы подготовки воды во многих случаях является нецелесообразной.

В поисках возможных альтернатив автором изучались возможности биологической очистки природных вод в условиях медленного фильтрования и на биореакторах с иммобилизованной микрофлорой. Результаты исследований привели к созданию специальных аппаратов, совмещающих процессы сорбции загрязнений и их биологического окисления. Отличительными особенностями технологических схем очистки, построенных на базе биосорбционных фильтров, выгодно отличающих их от классических схем, являются: невысокие капитальные и эксплуатационные затраты, простота обслуживания, надежность в эксплуатации.

В рамках исследования, посвященного технологии биологической очистки высокоцветных маломутных вод, получены следующие основные результаты:

- Изучены закономерности обработки биологическими методами поверхностных вод с высоким содержанием трудноокисляемых соединений гуминовых и фульвокислот (технологии медленного фильтрования и биосорбционной очистки);
- В рамках ферментативной теории Михаэлиса-Ментена построена математическая модель процесса очистки высокоцветных природных вод с учетом явлений насыщения и термолабильности ферментов; теоретически обоснована возможность использования биологических процессов очистки воды в условиях низких температур воды;
- Теоретически обоснованы возможности технологии медленного безреагентного фильтрования при очистке цветных маломутных вод;
- Проведены некоторые исследования в области интенсификации биосорбционных процессов; изучены основные параметры процесса флюидизации гранулированных загрузок, позволяющего решить проблему конструктивного оформления биосорбционных аппаратов;

- Разработано технико-экономическое обоснование включения в технологическую схему очистки природных вод биологических методов; предложены способы оценки эффективности технологии очистки воды на основе определения стоимости жизненного цикла водоочистного комплекса;
- Разработаны и апробированы технологические схемы безреагентной очистки цветных маломутных вод с использованием биологических процессов (медленного фильтрования и биосорбции) на сооружениях малой производительности.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. **Абрамов, Н. Н.** Водоснабжение [Текст] / Н. Н. Абрамов. – М.: Стройиздат, 1974. – 480 с.
2. **Алексеева, Л. П.** Озонирование в технологии очистки природных вод [Текст] / Л. П. Алексеева, В. Л. Драгинский // Водоснабжение и санитарная техника. – 2007. – №4. – С. 25 – 32 с.
3. **Апельцина, Е. И.** Биологическая очистка природных вод из загрязненных источников [Текст] / Е. И. Апельцина, Л. П. Алексеев, В. К. Новиков. – М.: ВНИИНТПИ, 1190. – 84 с.
4. **Аюкаев, Р. И.** Проблемы удаления гумусовых веществ из поверхностных и подземных вод России [Текст] / Р. И. Аюкаев, Е. Г. Петров, Р. Р. Аюкаев // Вода и экология: проблемы и решения. – 2000. – №1. – С.
5. **Аюкаев, Р. Р.** Медленные фильтры в хозяйственно-питьевом водоснабжении малых водопотребителей Карелии [Текст] / Р. Р. Аюкаев // Вода и экология: проблемы и решения. – 2003. – №3. – С. 16 – 28.
6. **Аюкаев, Р. Р.** Технология медленного фильтрования на сооружениях малой и средней производительности [Текст]: дис. ... канд. техн. наук / Аюкаев Роман Ренатович. – Петрозаводск, 2004. – 195 с.
7. **Бабенков, Е. Д.** Очистка воды коагулянтами [Текст] / Е. Д. Бабенков. – М.: Наука, 1977. – 355 с.
8. **Банников, В. В.** Электромагнитная обработка воды [Текст] / В. В. Банников // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005.
Ч. 1. – №5. – С. 17 – 20.
Ч. 2. – №6. – С. 21 – 24.
9. **Белан, А. Е.** Технология водоснабжения [Текст] / А. Е. Белан. – Киев: Наукова думка, 1985. – 263 с.
10. **Белан Ф. И.** Водоподготовка: расчеты, примеры, задачи [Текст] / Ф. И. Белан. – М.: Энергия, 1980. – 256 с.

11. **Березов, Т. Т.** Биологическая химия [Текст] / Т. Т. Березов, Б. Ф. Коровкин. – М.: Медицина, 1998. – 704 с.
12. **Биндер, К.** Моделирование методом Монте-Карло в статистической физике: Введение [Текст] / К. Биндер, Д. В. Хеерман. – М.: Наука, 1995. – 144 с.
13. Биотехнология [Текст] : в 8 кн. / Под ред. Н. С. Егорова, В. Д. Самуилова. – М.: Высш. шк., 1987.
Кн. 8. Инженерная энзимология / И. В. Березин, А. А. Клесов, В. К. Швядас и др. – 143 с.
14. **Блохин, В. Г.** Современный эксперимент: подготовка, проведение, анализ результата [Текст] / В. Г. Блохин, О. П. Глудкин, М. А. Ханин. – М.: Радио и связь, 1997. – 232 с.
15. **Блувштейн, М. М.** Повышение эффективности работы очистных сооружений водопровода [Текст] / М. М. Блувштейн. – М.: Стройиздат, 1977. – 178 с.
16. **Бобровский, С. И.** Технологии C++ Builder. Разработка приложений для бизнеса [Текст] / С. И. Бобровский. – СПб.: Питер, 2007. – 560 с.
17. **Бочков, С. О.** Язык программирования Си для персонального компьютера [Текст] / С. О. Бочков, Д. М. Субботин. – М.: СП «Диалог», Радио и связь, 1990. – 384 с.
18. **Братцев, А. Н.** Обработка воды электрическим разрядом [Текст] / А. Н. Братцев, В. А. Коликов, В. Е. Попов, С. В. Штенгель // Вода и экология: проблемы и решения. – 2003. – №1. – С. 13 – 17.
19. **Вавилин, В. А.** Время оборота биомассы и деструкции органического вещества в системах биологической очистки [Текст] / В. А. Вавилин. – М.: Наука, 1986. – 144 с.
20. **Вавилин, В. А.** Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод активным илом [Текст] / В. А. Вавилин, В. Б. Васильев. – М.: Наука, 1979. – 119 с.

21. **Вавилин, В. А.** Моделирование деструкции органического вещества сообществом микроорганизмов [Текст] / В. А. Вавилин, В. Б. Васильев, С. В. Рытов. – М.: Наука, 1993. – 203 с.
22. **Вавилин, В. А.** Нелинейные модели биологической очистки и процессов самоочищения в реках [Текст] / В. А. Вавилин. – М.: Наука, 1983. – 158 с.
23. **Варфоломеев, С. Д.** Биокинетика: Практический курс [Текст] / С. Д. Варфоломеев, К. Г. Гуревич. – М.: ФАИР-ПРЕСС, 1999. – 720 с.
24. **Вдовин, Ю. И.** Водоснабжение на Севере [Текст] / Ю. И. Вдовин. – Л.: Стройиздат. Ленингр. отд-ние, 1987. – 169 с.
25. **Вдовин, Ю. И.** Водоснабжение населенных пунктов на Севере [Текст] / Ю. И. Вдовин. – Л.: Стройиздат, 1980. – 133 с.
26. **Вейцер, Ю. И.** Высокомолекулярные флокулянты в процессах очистки воды [Текст] / Ю. И. Вейцер, Д. М. Минц. – М.: Стройиздат, 1975. – 191 с.
27. **Вербина, Н. М.** Гидромикробиология с основами общей микробиологии [Текст] / Н. М. Вербина. – М.: Пищевая промышленность, 1980. – 288 с.
28. **Вигдорович, В. Н.** Проблемы озонирования и озонирования [Текст] / В. Н. Вигдорович, Ю. А. Исправников, Э. А. Нижаде-Гавгани. – М.-СПб.: Экоинформсистема, 1994. – 112 с.
29. **Видяйкина, Н. В.** Удаление гуминовых соединений из воды в электроразрядном реакторе [Текст] / Н. В. Видяйкина, П. А. Хряпов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2008. – №11. – С. 39 – 44.
30. **Вильсон, Е. В.** Теоретические основы очистки природных и сточных вод [Текст] / Е. В. Вильсон. – Ростов н/Д: РГСИ, 2000. – 115 с.
31. **Вихрев, В. Ф.** Водоподготовка [Текст] / В. Ф. Вихрев, М. С. Шкроб. – М.: Энергия, 1973. – 416 с.
32. **Владимирский, Б. М.** Математика. Общий курс [Текст] / Б. М. Владимирский, А. Б. Горстко, Я. М. Ерусалимский. – СПб.: Издательство «Лань», 2004. – 960 с.
33. Водная среда Карелии: исследование, использование, охрана [Текст] : Материалы II республиканской школы-конференции молодых ученых 20 –

- 21.02.2006. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 108 с.
34. Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований [Текст] : Материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию ИВПС. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 538 с.
35. Водные ресурсы республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества [Текст] / Ред. Н. Филатов, А. Лтвиненко, А. Сяркиоя, Р. Порттикиви, Т. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 263 с.
36. Водоподготовка [Текст] / Под ред. С. Е. Беликова. – М.: Аква-Терм, 2007. – 240 с.
37. Водоподготовка. Процессы и аппараты [Текст] / Под ред. О. И. Мартыновой. – М.: Атомиздат, 1977. – 352 с.
38. Водоснабжение населенных мест и промышленных предприятий: Справочник проектировщика [Текст] / Под ред. И. А. Назарова. – М.: Стройиздат, 1977. – 288 с.
39. **Волков, В. А.** Численные методы [Текст] / В. А. Волков. – М.: Наука, 198. – 247 с.
40. **Возная, Н. Ф.** Химия воды и микробиология [Текст] / М.: Высшая школа, 1967. – 322 с.
41. **Вурдова, Н. Г.** Электродиализ природных и сточных вод [Текст] / Н. Г. Вурдова, В. Т. Фомичев. – М.: АСВ, 2001. – 144 с.
42. **Высоцкий, С. П.** Мембранная и ионитная технология водоподготовки в энергетике [Текст] / С. П. Высоцкий. – Киев: Тэхника, 1989. – 177 с.
43. **Гайдышев, И.** Анализ и обработка данных. Специальный справочник [Текст] / И. Гайдышев. – СПб.: Питер, 2001. – 750 с.
44. **Гальперин, Е. М.** Надежность систем водоснабжения и водоотведения [Текст] / Е. М. Гальперин. – Самара: Самарск. Гос. Арх.-строит. Ун-т, 2006. – 272 с.

45. **Гиргидов, А. Д.** Техническая механика жидкости и газа [Текст] / А. Д. Гиргидов. – СПб.: Издательство СПбГТУ, 2001. – 395 с.
46. **Говорова, Ж. М.** Выбор и оптимизация водоочистных технологий [Текст] / Ж. М. Говорова. – Вологда-Москва: ВоГТУ, 2003. – 111 с.
47. **Говорова, Ж. М.** Осветлительно-сорбционные фильтры для безреагентной очистки поверхностных вод [Текст] / Ж. М. Говорова, Лю Чэ // Водоснабжение и санитарная техника. – 2007. – №3. – С. 30 – 34.
48. **Голубовская Э. К.** Биологические основы очистки воды [Текст] / Э. К. Голубовская. – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
49. **Горбачев, Е. А.** Проектирование очистных сооружений водопровода из поверхностных источников [Текст] / Е. А. Горбачев. – М.: Изд-во Ассоц. строит. вузов, 2004. – 240 с.
50. **ГОСТ 2761-84.** Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора [Текст]. – Введ. 2002-01-01. – М.:
51. **ГОСТ 2874-82.** Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством [Текст]. – Введ. 2002-01-01. – М.:
52. **Гребенюк, В. Д.** Обессоливание воды ионитами [Текст] / В. Д. Гребенюк, А. А. Мазо. – М.: Химия, 1980. – 256 с.
53. **Гребенюк, В. Д.** Электродиализ [Текст] / В. Д. Гребенюк. – Киев: Техника, 1976. – 161 с.
54. **Громогласов, А. А.** Водоподготовка: Процессы и аппараты [Текст] / А. А. Громогласов, А. С. Копылов, А. П. Пильщиков. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 272 с.
55. **Гурвич, С. М.** Водоподготовка [Текст] / С. М. Гурвич. – М.-Л.: Госэнергоиздат, 1961. – 240 с.
56. **Деменченков, Н. П.** Нечеткое управление в технических системах / Н. П. Деменченков. – М.: Изд-во МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2005. – 200 с.
57. **Дзюбо, В. В.** Водоснабжение автономных объектов [Текст] / В. В. Дзюбо, Л. И. Алферова // Сантехника. – 2005. – №5. – С.

58. **Диксон, М.** Ферменты [Текст] : в 3 т. / М. Диксон, Б. Уэбб. – М.: Мир, 1982.
- Т. 1. Ферменты. – 392 с.
- Т. 2. Ферменты. – 515 с.
- Т. 3. Ферменты. – 1120 с.
59. **Дмитриев, В. Д.** Методы подготовки воды в условиях Севера [Текст] / В. Д. Дмитриев. – Л.: Стройиздат. Ленингр. отд-ние, 1981. – 120 с.
60. **Долгоносков, Б. М.** Барьерная роль водопроводных станций в условиях повышенного загрязнения водоисточников [Текст] / Б. М. Долгоносков // Сантехника. – 2004. – №5. – С.
61. **Доливо-Добровольский, Л. Б.** Химия и микробиология воды. (Основы химической и биологической очистки воды) [Текст] / Л. Б. Доливо-Добровольский, Л. А. Кульский, В. Ф. Накорческая; под ред. Л. А. Кульского. – Киев: Вища школа, 1971. – 306 с.
62. **Драгинский, В. Л.** Коагуляция в технологии очистки природных вод [Текст] / В. Л. Драгинский, Л. П. Алексеева, С. В. Гетманцев. – М.: Науч. изд., 2005. – 576 с.
63. **Драгинский, В. Л.** Лаборатория технологии и оборудования очистки природных вод [Текст] / В. Л. Драгинский, Л. П. Алексеева, В. М. Корабельников, Я. Д. Рапопорт // Водоснабжение и санитарная техника. – 1995. – №6. – С. 10 – 12.
64. **Драгинский, В. Л.** Очистка природных вод: критический анализ публикаций за 2006 – 2007 годы (в порядке обсуждения) [Текст] / В. Л. Драгинский // Водоснабжение и санитарная техника. – 2007. – №11. – С. 3 – 7.
65. **Дытнерский, Ю. И.** Обратный осмос и ультрафильтрация [Текст] / Ю. И. Дытнерский. – М.: Химия, 1978. – 351 с.
66. **Емельянов, С. В.** Многокритериальные методы принятия решения [Текст] / С. В. Емельянов, О. И. Ларичев. – М.: Знание, 1985. – 264 с.

67. **Ефтифеев, Ю. П.** Примеры расчета водопроводных очистных сооружений [Текст] / Ю. П. Евтифеев. – Петрозаводск: Петрозаводский государственный университет, 2001. – 64 с.
68. **Журба, М. Г.** Биохимическое обезжелезивание и деманганация подземных вод [Текст] / М. Г. Журба, Ж. М. Говорова, А. Н. Квартенко, О. Б. Говоров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – №9, ч. 2. – С. 17 – 23.
69. **Журба, М. Г.** Водозаборно-очистные сооружения и устройства [Текст] / М. Г. Журба, Ю. И. Вдовин, Ж. М. Говорова, И. А. Лушкин. – М.: ООО «Издательство Астрель»: ООО «Издательство АСТ», 2003. – 569 с.
70. **Журба, М. Г.** Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений [Текст] : в 3 т. / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – М.: Издательство АСВ.
Т. 2 : Очистка и кондиционирование природных вод. – 2004. – 496 с.
71. **Журба, М. Г.** Классификаторы технологий очистки природных вод [Текст] / М. Г. Журба, А. П. Нечаев, Ж. М. Говорова и др. – М.: НИИ ВОДГЕО, 2000. – 118 с.
72. **Журба, М. Г.** Очистка цветных маломутных вод, содержащих антропогенные примеси [Текст] / М. Г. Журба, Ж. М. Говорова, В. И. Жаворонкова, В. А. Немцев, Ю. Р. Приемывшев, М. В. Орлов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1997. – №6. – С. 3 – 6.
73. **Журба, М. Г.** Пенополистирольные фильтры [Текст] / М. Г. Журба. – М.: Стройиздат, 1992. – 163 с.
74. **Журба, М. Г.** Подготовка воды для хозяйственно-питьевого и технического водоснабжения [Текст] / М. Г. Журба // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №2. – С. 10 – 13.
75. **Заде Л.А.** Размытые множества и их применение в распознавании образов и кластер-анализе [Текст] / Л.А. Заде // Классификация и кластер. – М.: Мир, 1980. – С. 208 – 247.

76. **Запольский, А. К.** Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды: Свойства. Получение. Применение [Текст] / А. К. Запольский, А. А. Баран. – Л.: Химия, 1987. – 204 с.
77. **Зацепина, Г. Г.** Структура и свойства воды [Текст] / Г. Н. Зацепина. – М.: Изд. МГУ, 1974. – 168 с.
78. Изучение водных объектов и природно-территориальных комплексов Карелии [Текст]. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 171 с.
79. **Карелин, Ф. Н.** Обессоливание воды обратным осмосом [Текст] / Ф. Н. Карелин. – М.: Стройиздат, 1988. – 208 с.
80. **Карпов, Ю. Г.** Имитационное моделирование систем. Введение в моделирование с AnyLogic 5 [Текст] / Ю. Г. Карпов. – СПб.: БХВ-Петербург, 2006. – 400 с.
81. **Карюхина, Т. А.** Химия воды и микробиология [Текст] / Т. А. Карюхина, И. Н. Чурбанова. – М.: Стройиздат, 1995. – 208 с.
82. **Ким, А. Н.** Исследование физико-технологических и химических свойств фильтровально-сорбционного материала цеолита Холинского месторождения Бурятии [Текст] / А. Н. Ким, И. В. Колодкин, Ч. О. Шаравни // Вода и экология: проблемы и решения. – 2006. – №1. – С. 9 – 15.
83. **Кичигин, В. И.** Агрегация загрязнений воды коагуляцией [Текст] / В. И. Кичигин. – М.: [б. и.], 1994. – 100 с.
84. **Классен, В. И.** Омагничивание природных вод [Текст] / В. И. Классен. – М.: Химия, 1982. – 296 с.
85. **Клячко, В. А.** Очистка природных вод [Текст] / В. А. Клячко, И. Э. Апельцин. – М.: Издательство литературы по строительству. – 579 с.
86. **Клячко, В. А.** Подготовка воды для промышленного и городского водоснабжения [Текст] / В. А. Клячко, И. Э. Апельцин; Акад. стр-ва и архит. СССР; ВНИИ ВОДГЕО. – М.: Гос. изд-во лит. по стр-ву и архитектуре, 1962. – 819 с.

87. **Когановский, А. М.** Адсорбция органических веществ из воды [Текст] / А. М. Когановский. – Л.: Химия, 1990. – 256 с.
88. **Кожин, В. Ф.** Озон – история и практика применения [Текст] / В. Ф. Кожин. – М.: Стройиздат, 1968. – 171 с.
89. **Кожин, В. Ф.** Озонирование воды [Текст] / В. Ф. Кожин, И. В. Кожин. – М.: Стройиздат, 1974. – 161 с.
90. **Кожин, В. Ф.** Очистка питьевой и технической воды. Примеры расчета [Текст] / В. Ф. Кожин. – М.: Стройиздат, 1971. – 303 с.
91. **Кокотов, Ю. А.** Иониты и ионный обмен [Текст] / Ю. А. Кокотов. – Л.: Химия, 1980. – 151 с.
92. **Корниш-Боуден Э.** Основы ферментативной кинетики [Текст] / Э. Корниш-Боуден. – М.: Издательство «Мир», 1979. – 281 с.
93. **Коряйкина, А. В.** Биологические методы предочистки природных вод из поверхностных источников для целей питьевого водоснабжения в условиях Северо-Запада России [Текст] / А. В. Коряйкина, А. С. Селиванов // Естественные и технические науки. – 2009. – №1 (39). – С. 361 – 370.
94. **Коряйкина, А. В.** Гидравлический расчет систем водоснабжения при неопределенных исходных данных [Текст] / А. В. Коряйкина, А. С. Селиванов // Материалы 58-й научной студенческой конференции. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2006. – С. 154 – 155.
95. **Коряйкина, А. В.** К вопросу биологической очистки высокоцветных вод поверхностных водоемов для хозяйственно-питьевых целей [Текст] / А. В. Коряйкина, Р. И. Аюкаев // Новые исследования в областях водоснабжения, водоотведения, гидравлики и охраны водных ресурсов // Материалы четвертых академических чтений, проведенных в ПГУПСе 19 – 20 марта 2009 года. – Санкт-Петербург; «Издательство ОМ-Пресс», 2009. – С. 31 – 33.
96. **Коряйкина, А. В.** К вопросу о возможности использования биотехнологий для снижения цветности природных вод из поверхностных

- источников в условиях северо-запада России [Текст] / А. В. Коряйкина, А. С. Селиванов // Водочистка, водоснабжение, водоподготовка. – 2008. – №12. – С. 40 – 46.
97. **Коряйкина, А. В.** Рациональный выбор технологических схем очистки природных вод в условиях нечеткой неопределенности [Текст] / А. В. Коряйкина, А. С. Селиванов // Природообустройство. – 2009. – №4'2009. – С. 83 – 88.
98. **Коряйкина, А. В.** Состояние и перспективы применения биологических методов очистки при подготовке хозяйственно-питьевой воды [Текст] // Научно-исследовательская работа студентов: Материалы юбилейной 60-й научной студенческой конференции. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2008. – С. 163 – 164.
99. **Краснова, Т. А.** Технология адсорбционной очистки природных вод от хлорфенола и фенола [Текст] / Т. А. Краснова, А. К. Горелкина, И. В. Тимошук // Водоснабжение и санитарная техника. – 2009. – №10, ч. 2. – С. 56 – 61.
100. **Кремневская, Е. А.** Мембранная технология обессоливания воды [Текст] / Е. А. Кремневская. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 254 с.
101. **Кругликов, А. Г.** Системный анализ научно-технических нововведений [Текст] / А. Г. Кругликов. – М.: Наука, 1991. – 120 с.
102. **Кульский, Л. А.** Теоретические основы и технология кондиционирования воды: Процессы и аппараты [Текст] / Л. А. Кульский. – Киев: Наукова думка, 1983. – 527 с.
103. **Кульский, Л. А.** Технология очистки природных вод [Текст] / Л. А. Кульский, П. П. Строкач. – Киев: Высш. шк., 1981. – 327 с.
104. **Кульский, Л. А.** Физико-химические основы очистки воды коагуляцией [Текст] / Л. А. Кульский, А. М. Когановский, И. Г. Горновский. – Киев: Изд. АН УССР, 1950. – 108 с.
105. **Кунцман, Ж.** Численные методы [Текст] / Ж. Кунцман. – М.: Наука, 1979. – 161 с.

106. **Кузубова, Л. И.** Химические методы подготовки воды (хлорирование, озонирование, фторирование) [Текст] / Л. И. Кузубова, В. Н. Кобрина. – Новосибирск: СО РАН, ГННТБ, НИОХ, 1996. – 132 с.
107. **Леоненков, А. В.** Нечеткое моделирование в среде MATLAB и fuzzyTECH [Текст] / А. В. Леоненков. – СПб.: БХВ-Петербург, 2005. – 736 с.
108. **Липаев, В. В.** Программная инженерия. Методологические основы [Текст] / В. В. Липаев. – М.: ТЕИС, 2006. – 608 с.
109. **Лонсдейл, Х. К.** Технологические процессы с применением мембран [Текст] / Х. К. Лонсдейл. – М.: Мир, 1976. – 370 с.
110. **Лукашевич, О. Д.** Гидрогеохимические аспекты очистки природных вод [Текст] / О. Д. Лукашевич, Н. Т. Усова // Вода: технология и экология. – 2009. – №4. – С. 3 – 15.
111. **Лукашевич, О. Д.** Вопросы экологической безопасности использования озона в водоподготовке [Текст] / О. Д. Лукашевич // Вода и экология: проблемы и решения. – 2003. – №4. – С. 3 – 7.
112. **Лукашевич, О. Д.** Очистка природных и сточных вод и нанозффекты: ретроспективный анализ и перспективы [Текст] / О. Д. Лукашевич, Т. Д. Малиновская, С. А. Филичев // Вода: технология и экология. – 2008. – №3. – С. 3 – 11.
113. **Лукашевич, О. Д.** Физико-химические процессы, протекающие в природных условиях при очистке природных и сточных вод [Текст] / О. Д. Лукашевич, Н. Т. Усова // Вода: технология и экология. – 2009. – №2. – С. 3 – 12.
114. **Малыгин, К. А.** Совершенствование технологии кондиционирования воды в условиях автономных объектов [Текст] : автореф. Дис. ... канд. Техн. Наук / Малыгин Кирилл Александрович. – СПб.: 2008. – 17 с.
115. Математические модели контроля загрязнения воды [Текст] / Под ред. А. Джеймса. – М.: Мир, 1981. – 472 с.

116. Методическое пособие по дисциплине «Экологический мониторинг» [Текст]: Учебное пособие / Под ред. Г.И. Хараева. – Улан-Удэ: Изд-во ВСГТУ, 2004. – 77 с.
117. Методические рекомендации по применению озонирования и сорбционных методов в технологии очистки воды от загрязнений природного и антропогенного происхождения [Текст]. – Введ. 1995-09-14. – М.: АО «НИИ Коммунального водоснабжения и очистки воды, 1195. – С.
118. **Миненко, В. И.** Магнитная обработка водно-дисперсных систем [Текст] / В. И. Миненко. – Киев: Техника, 1970. – 168 с.
119. **Муше, П.** Биологическая деферризация воды: обоснование и реализация [Текст] / П. Муше, Г. Н. Герасимов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006.
- Ч. 1. – №11, ч. 2. – С. 40 – 47.
- Ч. 2. – №12. – С. 35 – 39.
120. **Найденко, В. В.** Оптимизация процессов очистки природных и сточных вод [Текст] / В. В. Найденко, И. А. Шеренков; под общ. ред. В. В. Найденко. – М.: Стройиздат, 1984. – 151 с.
121. **Назаров, В. Д.** Очистка природных и сточных вод с применением электрохимических методов [Текст] / В. Д. Назаров, М. В. Назаров // Вода и экология: проблемы и решения. – 2006. – №4. – С. 13 – 25.
122. **Никитин, А. М.** Некоторые аспекты очистки маломутных высокоцветных вод [Текст] / А. М. Никитин, П. В. Курбатов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – №3. – С. 26 – 28.
123. **Николадзе, Г. И.** Подготовка воды для питьевого и промышленного водоснабжения [Текст] / Г. И. Николадзе, Д. М. Минц, А. А. Кастальский. – М.: Высш. шк., 1984. – 368 с.
124. **Николин, С. В.** Теория и практика рационального выбора [Текст] / С. В. Николин. – М.: Изд-во Маршрут, 2004. – 363 с.

125. **Новиков, М. Г.** Проблемы обеспечения населения России доброкачественной питьевой водой и пути их решения [Текст] / М. Г. Новиков // Вода: технология и экология. – 2007. – №2. – С. 9 – 13.
126. **Нойрот, Г.** Активированный уголь для водоподготовки [Текст] / Г. Нойрот, Н. В. Новосельцев, О. Е. Сиваева // Водоснабжение и санитарная техника. – 2008. – №1, ч. 1. – С. 44 – 48.
127. **Оводов, В. С.** Автоматический медленный фильтр для сельскохозяйственного водоснабжения [Текст] / В. С. Оводов. – М.: Сельхозиздат, 1963. – 95 с.
128. **Оводов, В. С.** Сельскохозяйственное водоснабжение и обводнение [Текст] / В. С. Оводов. – М.: Колос, 1984. – 480 с.
129. Озонирование в системах водоподготовки [Текст] // Сантехника. – 2001. – №3. – С.
130. **Орлов, В. А.** Озонирование воды [Текст] / В. А. Орлов. – М.: Стройиздат, 1984. – 88 с.
131. **Орлов, Д. С.** Гуминовые вещества в биосфере [Текст] / Д. С. Орлов // Соровский образовательный журнал. – 1997. – №2. – С. 56 – 63.
132. **Орлов, М. В.** Биологическая предочистка природных вод с повышенным содержанием органических веществ [Текст] : автореф. дис. ... канд. техн. наук / Орлов Михаил Владимирович. – Вологда, 1999. – 16 с.
133. **Паль, Л. Л.** Справочник по очистке природных и сточных вод [Текст] / Л. Л. Паль, Я. Я. Кару, Х. А. Мельдер, Б. Н. Репин. – М.: Высшая школа, 1994. – 336 с.
134. **Паскуцкая, Л. Н.** Повышение эффективности очистки воды в системах хозяйственно-питьевого водоснабжения [Текст] / Л. Н. Паскуцкая, В. К. Новиков, В. П. Криштул. – М.: Стройиздат, 1978. – 80 с.
135. **Первов, А. Г.** Метод ультрафильтрации в современном водоснабжении: проблемы и перспективы [Текст] / А. Г. Первов, А. П. Андрианов // Сантехника. – 2006. – №5. – С.

136. **Первов, А. Г.** Новейшие технологии подготовки воды в централизованном водоснабжении на основе мембранных технологий [Текст] / А. Г. Первов, Ю. В. Павлов, Г. Г. Жабин // Сантехника. – 2003. – №1. – С.
137. **Первов, А. Г.** Новые технологии и аппараты на основе методов ультра- и нанофильтрации для систем водоснабжения и теплоснабжения [Текст] / А. Г. Петров, А. П. Андрианов, Д. В. Спицов, Л. В. Рудакова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2009. – №7. – С. 12 – 20.
138. **Петров, Е. Г.** Эффективность предварительной обработки природных вод озоном при очистке их фильтрованием через активированный алюмосиликатный адсорбент / Е. Г. Петров, Е. В. Семенов // Вода и экология: проблемы и решения. – 2003. – №4. – С. 8 – 10.
139. Проектирование и расчет очистных сооружений водопроводов [Текст] / Л. А. Кульский, М. Н. Булава, И. Т. Горновский, П. И. Смирнов. – Киев: Будівельник, 1972. – 424 с.
140. **Пушников, М. Ю.** Очистка природных вод биосорбционным методом [Текст] : автореф. дис. ... канд. техн. наук / Пушников Михаил Юрьевич. – М., 2000. – 24 с.
141. **Разумов, И. М.** Псевдооживление и пневмотранспорт сыпучих материалов [Текст] / И. М. Разумов. – М.: Издательство «Химия», 1972. – 240 с.
142. Рекомендации по оценке экономической эффективности инвестиционного проекта теплоснабжения [Текст] – М.: ООО ИИП «АВОК-Пресс», 2006. – 27с.
143. **Ризо, Е. Г.** Вода. Проблемы [Текст] / Е. Г. Ризо // Вода и экология: проблемы и решения.
Ч. 1. – 2005. – №1. – С. 13 – 19.
144. **Романов, В. Н.** Системный анализ для инженеров [Текст] / В. Н. Романов. – СПб.: СЗГЗТУ, 2006. – 187 с.

145. **Рубин, А. Б.** Кинетика биологических процессов [Текст] / А. Б. Рубин, Н. Ф. Пытьева, Г. Ю. Ризниченко. – М.: Изд-во МГУ, 1987. – 304 с.
146. **Рутковская, Д.** Нейронные сети, генетические алгоритмы и нечеткие системы [Текст] / Д. Рутковская, М. Пилиньский, Л. Рутковский. – М.: Горячая линия-Телеком, 2004. – 452 с.
147. **Рябчиков, Б. Е.** Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования [Текст] / Б. Е. Рябчиков. – М.: ДеЛи Принт, 2004. – 328 с.
148. **СН**
149. **СанПиН 2.1.4.1074-01.** Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества [Текст] – Введ. 2002-01-01. – М.:
150. **Самарский, А. А.** Численные методы [Текст] / А. А. Самарский, А. В. Гулин. – М.: Наука, 1989. – 432 с.
151. **Слепцов, В.** Технология очистки высокоцветных и маломутных природных вод [Текст] / В. Слепцов, Р. Б. Ибрагимов // Вода и экология: проблемы и решения. – 2006. – №2. – С. 28 – 32.
152. **Смирнов, А. Д.** Сорбционная очистка воды [Текст] / А. Д. Смирнов. – Л.: Химия, 1982. – 169 с.
153. **СНиП 2.04.01-85*.** Внутренний водопровод и канализация зданий [Текст] – Введ. 1986-07-01. – М.: ФГУП ЦПП, 2005. – 60 с.
154. **СНиП 2.04.02-84.** Водоснабжение. Наружные сети и сооружения [Текст] – Введ. 1985-01-01. – М.: ГП ЦПП, 1996. – 128 с.
155. **Соболь, И. М.** Численные методы Монте-Карло [Текст] / И. М. Соболь. – М.: Наука, 1973. – 312 с.
156. **Соколов, А. А.** Вода: проблемы на рубеже XXI века [Текст] / А. А. Соколов. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 169 с.
157. **Соколов, Л. И.** Инвестиционное проектирование объектов и систем водоснабжения и водоотведения [Текст] / Л. И. Соколов. – Вологда: ВоГТУ, 2002. – 47 с.

158. **Сомов, М. А.** Водоснабжение [Текст] : в 2 т. / М. А. Сомов, М. Г. Журба. – М.: АСВ, 2008.
Т. 2. Улучшение качества воды. – 544 с.
159. **Сурмин, Ю. П.** Теория систем и системный анализ [Текст] / Ю. П. Сурмин. – М.: МАУП, 2003. – 368 с.
160. **Таварткиладзе, И. М.** Сорбционные процессы в биофильтрах [Текст] / И. М. Таварткиладзе. – М.: Стройиздат, 1989. – 126 с.
161. **Тарасевич, Ю. И.** Природные сорбенты в процессах очистки воды [Текст] / Ю. И. Тарасевич. – Киев: Наукова думка, 1981. – 207 с.
162. **Тарасенко, Ф. П.** Прикладной системный анализ [Текст] / Ф. П. Тарасенко. – Томск: Издательство Томского университета, 2004. – 187 с.
163. **Терентьев, В. И.** Биотехнология очистки воды [Текст] : в 2 ч. / В. И. Терентьев, Н. М. Павловец. – СПб.: Изд-во Гуманистика, 2003.
Ч.1: Биотехнология очистки воды. – 272 с.
164. **Таубе, П. Р.** Химия и микробиология воды [Текст] / П. Р. Таубе, А. Г. Баранова. – М.: Высшая школа, 1983. – 280 с.
165. **Терентьев, В. И.** Инженерные системы безопасного водоснабжения и водоотведения городов и населенных мест [Текст] / В. И. Терентьев. – СПб.: «Гуманистика», 2002. – 220 с.
166. Технический справочник по обработке воды [Текст] : в 2 т. / СПб.: Новый журнал, 2007.
Т. 1. Технический справочник по обработке воды. – 817 с.
Т. 2. Технический справочник по обработке воды. – 817 с.
167. **Типовой проект 901-3-133.** Станция очистки воды поверхностных источников с содержанием взвешенных веществ до 700 мг/л с медленными фильтрами производительностью 1.6 тыс. куб.м/сут [Изоматериал]. – Введ. 1980-08-01. – М.: ЦНИИЭП инженерного оборудования.
168. **Типовой проект 901-3-134.** Станция очистки воды поверхностных источников с содержанием взвешенных веществ до 700 мг/л с

- медленными фильтрами производительностью 3.2 тыс. куб.м/сут [Изоматериал]. – Введ. 1980-08-01. – М.: ЦНИИЭП инженерного оборудования.
169. **Типовой проект 901-3-139.** Станция очистки воды поверхностных источников с содержанием взвешенных веществ до 700 мг/л с медленными фильтрами производительностью 5.0 тыс. куб.м/сут [Изоматериал]. – Введ. 1981-02-01. – М.: ЦНИИЭП инженерного оборудования.
170. **Типовой проект 901-3-145.** Станция очистки воды поверхностных источников с содержанием взвешенных веществ до 700 мг/л с медленными фильтрами производительностью 8.0 тыс. куб.м/сут [Изоматериал]. – Введ. 1981-07-01. – М.: ЦНИИЭП инженерного оборудования.
171. **Усаковский, В. М.** Водоснабжение, водоотведение и охрана окружающей среды [Текст] / В. М. Усаковский; сост. Р. И. Сыроватка, В. М. Усаковский. – М.: Нива России, 1992. – 62 с.
172. **Феофанов, Ю. А.** Проблемы и задачи в сфере обеспечения населения питьевой водой [Текст] / Ю. А. Феофанов // Вода и экология: проблемы и решения. – 1999. – №1. – С. 4 – 7.
173. **Филичев, С. А.** Системный подход к проблеме качества воды [Текст] / С. А. Филичев, О. Д. Лукашевич // Вода: технология и экология. – 2008. – №4. – С. 3 – 9.
174. **Фоминых, А. М.** Современная технология подготовки питьевой воды [Текст] / А. М. Фоминых, В. А. Фоминых. – Новосибирск: НГАС, 1993. – 96 с.
175. **Форсайт, Дж.** Машинные методы математических вычислений [Текст] / Дж. Форсайт, М. Малькольм, К. Моулер. – М.: Мир, 1980. – 178 с.
176. **Фрог, Б. Н.** Эколого-химические аспекты процессов водоочистки и водоподготовки [Текст] / Б. Н. Фрог, Д. Б. Фрог, Ю. И. Скурлатов // Сантехника. – 2007. – №5. – С. 16 – 21.

177. **Фрог, Б. Н.** Водоподготовка [Текст] / Б. Н. Фрог, А. П. Левченко. – М.: Издательство МГУ, 1996. – 680 с.
178. **Хаммер, М.** Технология обработки природных и сточных вод [Текст] / М. Хаммер. – М.: Стройиздат, 1979. – 400 с.
179. **Чураков, Е. П.** Математические методы обработки экспериментальных данных в экономике [Текст] / Е. П. Чураков. – М.: Финансы и статистика, 2004. – 240 с.
180. **Швецов, В. Н.** Биологическая очистка поверхностного стока [Текст] / В. Н. Швецов, К. М. Морозова, М. Ю. Семенов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – №7. – С. 36 – 41.
181. **Швецов, В. Н.** Глубокая очистка природных и сточных вод на биосорберах [Текст] / В. Н. Швецов, С. В. Яковлев, К. М. Морозова, И. А. Нечаев, В. И. Миркис // Водоснабжение и санитарная техника. – 1995. – №11. – С. 6 – 9.
182. **Швецов, В. Н.** Очистка природных вод биосорбционно-мембранным методом [Текст] / В. Н. Швецов, К. М. Морозова, М. Ю. Пушников, И. И. Смирнова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2007. – №11. – С. 24 – 29.
183. **Швецов, В. Н.** Перспективные технологии биологической очистки сточных и природных вод [Текст] / В. Н. Швецов, К. М. Морозова, М. Ю. Пушников, А. В. Кристаев, М. Ю. Семенов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – №12, ч. 2. – С. 17 – 25.
184. **Швецов, В. Н.** Развитие биомембранных технологий очистки природных вод [Текст] / В. Н. Швецов, К. М. Морозова, И. И. Смирнова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2009. – №9. – С. 64 – 70.
185. **Шеннон, Р.** Имитационное моделирование систем: искусство и наука [Текст] / Р. Шеннон. – М.: Мир, 1978. – 424 с.
186. **Шлегель, Г.** Общая микробиология [Текст] / Г. Шлегель. – М.: Мир, 1987. – 567 с.

187. Экономика водопроводно-канализационного строительства и хозяйства [Текст] / С. М. Шифрин, Ю. П. Панибратов, Ю. Н. Казанский, Л. М. Чеснова; под ред. С. М. Шифрина. – Л.: Стройиздат, 1982. – 319 с.
188. **Яминов, А. А.** Обработка воды обратным осмосом и ультрафильтрацией [Текст] / А. А. Яминов, А. К. Орлов, Ф. Н. Карелин, Я. Д. Рапопорт. – М.: Стройиздат, 1978. – 122 с.
189. **Baltrush, A.** Entscheidungsmodell zur Auswahl von Entsorgungsalternativen – dargestellt am Beispiel der Klarschlamm Entsorgung. – Neuruppin, 2000.
190. **Drosser, C.** Fuzzy Logic – Methodische Einführung in krauses Denken. – Hamburg, 1994.
191. **Gimbel, R. und Hagemeyer, G.** Membranverfahren. Berichte aus dem rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH. – Mulheim, 1998.
192. **Ruhland, A.** Entscheidungsunterstützung zur Auswahl von Verfahren der Trinkwasseraufbereitung an den Beispielen Arsenentfernung und zentrale Entharnung. – Berlin, 2004.
193. **Yordan, E.** Modern Structured analysis Prentice Hall, Ent Et, 1989, 318 s.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Нелинейный характер изменения удельной скорости биологического окисления органических веществ в зависимости от глубины обесцвечивания мезогумусных природных вод и эффект насыщения субстрата

В главе 3 монографии было высказано предположение о биохимической природе явления обесцвечивания природных вод при медленном фильтровании и обработке на биосорбционных установках. Экспериментальные данные хорошо коррелируют с уравнениями, которые можно получить в рамках ферментативной теории биохимических реакций. Соответствующий анализ, предложенные нами расчетные формулы и экспериментальные коэффициенты представлены в главе 3 работы. В данном кратком обзоре приводятся дополнительные сведения относительно явления насыщения субстрата, поясняющие наше видение причин нелинейного характера зависимости удельной скорости окисления мезогумусных природных вод в биореакторе в зависимости от глубины обесцвечивания.

Еще не обращаясь к ферментативной теории биохимических реакций, можно обратить внимание на характерные особенности развития микроорганизмов на питательной среде, свидетельствующие о необходимости использования нелинейных моделей для описания процессов биологической очистки. Прежде всего, обратимся к ставшей уже классической схеме роста так называемой периодической культуры. Чаще всего микроорганизмы размножаются делением надвое, поэтому увеличение их числа происходит в геометрической прогрессии. Такой рост носит название экспоненциального. Но в условиях размножения микроорганизмов на какой-либо питательной среде их рост будет продолжаться до тех пор, пока содержание питательных веществ не достигнет минимума. После этого рост микроорганизмов прекращается. Если на протяжении всего этого времени в рассматриваемую систему не добавлять питательных веществ и не удалять продукты обмена, получим так называемую периодическую

культуру – популяцию микроорганизмов в ограниченном жизненном пространстве. Рост такой популяции является вполне определенным и описывается кривой роста, приведенной на рисунке П.1.

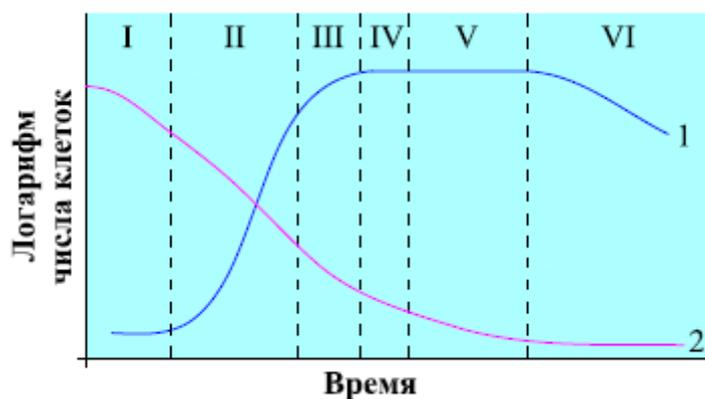


Рис. П1.1. Схема роста микроорганизмов в ограниченном жизненном пространстве:

1 – кривая роста микроорганизмов, 2 – кривая потребления субстрата

В типичной кривой роста, имеющей S-образную форму, выделяют 6 основных фаз роста [27, 48]:

- Начальная фаза, лаг-фаза или фаза задержки роста (I на рис. П1.1). Это период внесения микроорганизмов в питательную среду, когда микроорганизмы не размножаются, а только адаптируются к окружающей среде. Применительно к медленным фильтрам – запуск фильтра в работу, время осветлительного и бактерицидного созревания биологического фильтра, образования биологической пленки. Длительность лаг-фазы зависит от того, насколько окружающая среда пригодна для роста микроорганизмов. В период лаг-фазы происходит рост биомассы, но количество клеток при этом остается постоянным, т.е. удельная скорость роста к концу лаг-фазы достигает максимального значения, а абсолютная лишь незначительно возрастает по сравнению с первоначальной.

- Экспоненциальная фаза (II на рис. П1.1). Эта фаза характеризуется постоянной максимальной скоростью деления клеток микроорганизмов, их число растет в геометрической прогрессии. Однако клетки в течение этой фазы претерпевают определенные изменения. Это

связано, прежде всего, с изменениями окружающей среды, внешних условий: уменьшением или увеличением концентрации субстрата, увеличением плотности клеточной суспензии, накоплением продуктов обмена. Уже не происходит интенсивного прироста биомассы, увеличения размеров клеток микроорганизмов, как в первой фазе. Удельная скорость роста клеток остается постоянной, но абсолютная скорость возрастает (количество клеток растет по экспоненте). К концу экспоненциальной фазы удельная скорость роста резко снижается, а абсолютная продолжает возрастать и достигает своего максимума. В этот период происходит линейный рост микроорганизмов.

- Фаза логарифмического роста (III на рис. П1.1). Фаза интенсивного увеличения количества клеток микроорганизмов.

- Фаза замедленного роста (IV на рис. П1.1). Это период замедления размножения микроорганизмов, связанного с уменьшением количества питательных веществ и накоплением продуктов жизнедеятельности. Относительная и абсолютная скорости роста клеток в этот период падают.

- Стационарная фаза или фаза зрелости (V на рис. П1.1). Стационарная фаза характеризуется прекращением роста клеток. Кривая роста при этом достигает своего максимума и становится практически параллельной оси абсцисс. Число рождающихся и отмирающих клеток в этот период времени уравниваются друг друга.

- Фаза отмирания (старости) или затухания роста (VI на рис. П1.1). В этой фазе происходит гибель клеток микроорганизмов за счет отмирания и самоокисления, при этом число живых клеток может снижаться экспоненциально. Абсолютная и относительная скорости роста принимают в этот период отрицательные значения.

Формально наличие экспоненциальной фазы и фазы логарифмического роста свидетельствует о том, что скорость роста микроорганизмов величина непостоянная. Наиболее известным обобщением

этой идеи являются эмпирическая формула Моно и модель Тиссье. В этих условиях резонно предположить, что и связанная со скоростью роста микроорганизмов скорость биологического окисления также величина непостоянная. Это предположение полностью подтверждается современными представлениями о ферментативном механизме биохимических реакций.

Химические реакции (точнее биохимические реакции), протекающие в живом организме и необходимые для поддержания его жизнедеятельности, осуществляются при участии ферментов, в большом количестве содержащихся в любом организме [13, 40, 164].

Ферменты (энзимы) – высокоспециализированный класс веществ белковой природы, используемый живыми организмами, в т. ч. и бактериями, для осуществления химических реакций с высокой скоростью, в т. ч. синтез, распад различных соединений. Ферменты являются своего рода биологическими катализаторами процесса обмена веществ организмов и отличаются специфичностью действия относительно химического состава субстрата и типа химической реакции.

Большинство природных ферментов, используемых микроорганизмами при биологической очистке природных и сточных вод, относят к так называемым сложным ферментам, которые состоят из полипептидных цепей (апофермента) и небелкового компонента (кофактора, кофермента, простетической группы), который в свою очередь может иметь различную химическую природу. Кофермент при диссоциации легко отделяется от апофермента, в химической реакции он может выполнять функции промежуточного переносчика электронов, атомов водорода или различных функциональных групп (например, карбоксильных).

Молекулы фермента по сравнению с молекулами субстрата, участвующими в ферментативной реакции, как правило, имеют достаточно большие размеры. Поэтому при протекании ферментативной реакции в контакт с молекулами субстрата вступает только часть аминокислот

апофермента и часть кофермента, называемые активным центром. Результатом такого контакта является образование фермент-субстратного комплекса. Активный центр в свою очередь состоит из двух частей: каталитического центра, который непосредственно вступает в химическое взаимодействие с субстратом, и связывающего центра (или контактной площадки), который обеспечивает сродство субстрата и фермента и образование фермент-субстратного комплекса. Молекулы субстрата имеют функционально различные участки, подходящие для различных ферментов.

Что касается механизма действия ферментов, то первые гипотезы о нем были выдвинуты более 80 лет назад В. Анри, развиты Л. Михаэлисом и М. Ментен. После установления химической природы ферментов в более позднее время эти представления подтвердились. Механизм ферментативных реакций следующий. При энзиматическом катализе фермент E соединяется со своим субстратом S с образованием нестойкого фермент-субстратного комплекса ES, который в процессе реакции распадается с образованием освобожденного фермента E и продукта реакции P. Благодаря высокому сродству связывания и образованию фермент-субстратного комплекса в реакцию способно вступить большое количество молекул субстрата, т.е. ферменты обладают высокой каталитической активностью. Именно эти представления В. Анри, Л. Михаэлиса и М. Ментен стали основополагающими для теории «ключа-замка», разработанной Э. Фишером, называемой также теорией «жесткой матрицы». Согласно этой теории определенная структура активного центра фермента комплементарна молекулярной структуре субстрата, подходит к нему словно ключ к замку.

Этим и объясняется строгая специфичность действия ферментов по отношению к субстратам. Схема образования фермент-субстратного комплекса представлена на рисунке П1.2.



Рис. П1.2. Схема образования фермент-субстратного комплекса в рамках теории «жесткой матрицы»

На рисунке П1.3 показана более сложная схема ферментативной реакции с участием фермента, содержащего в активном центре кофермент и апофермент.

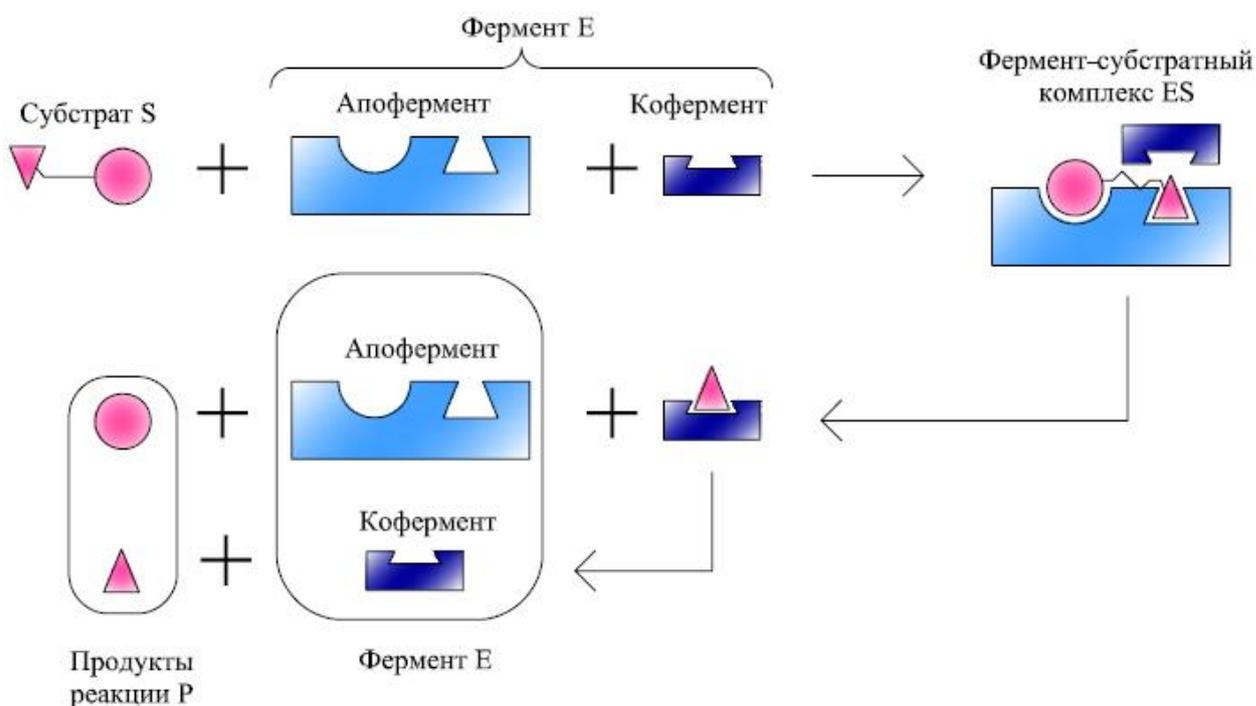


Рис. П1.3. Схема образования фермент-субстратного комплекса в рамках теории «жесткой матрицы» с участием фермента, содержащего в активном центре кофермент и апофермент

Березов Т. Т. [11] отмечает, что для каталитической активности фермента большое значение имеет его пространственная структура, которой свойственны динамические изменения. Подобные изменения были учтены Д. Кошлендом в разработанной им теории «индуцированного соответствия», согласно которой молекула фермента обладает свойством конформационной

лабильности, а активный центр подвижен. В соответствии с теорией Д. Кошленда фермент может находиться в двух состояниях: в активной (напряженной) Т-форме и неактивной R-форме. Фермент переходит в состояние Т-формы из состояния R-формы только в присутствии субстрата, активный центр при этом принимает пространственную ориентацию, необходимую для связывания субстрата (рис. П1.4). Конформационные же изменения молекулы фермента индуцирует сам субстрат или геометрическая и электронно-топографическая перестройка молекулы субстрата. Гипотеза «индуцированного соответствия», кроме пространственного и геометрического соответствия фермента и субстрата, предполагает также и электростатическое соответствие. Только при наличии точного соответствия фермента и субстрата возможно образование эффективного фермент-субстратного комплекса.

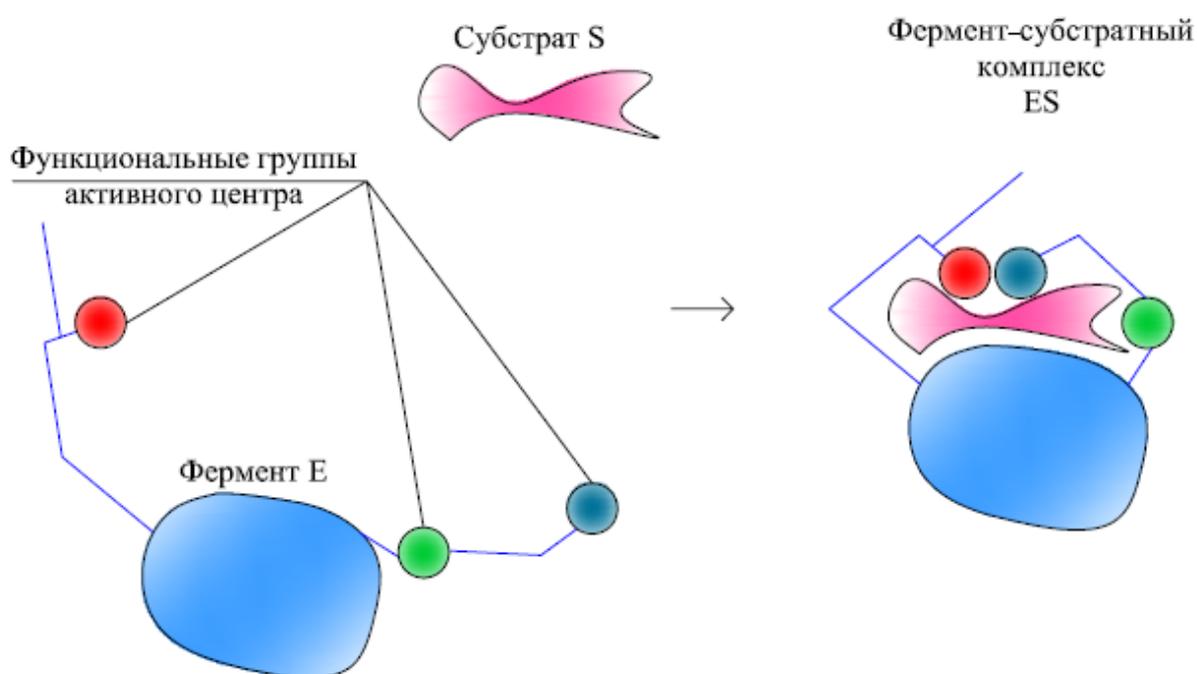


Рис. П1.4. Схема образования фермент-субстратного комплекса в рамках теории «индуцированного соответствия» Д. Кошленда

Действие фермента на молекулы субстрата (а, следовательно, результат «работы» фермент-субстратного комплекса) состоит в снижении энергии активации – энергии, необходимой для перевода молекул субстрата в

активированное состояние при данной температуре (рис. П1.5), энергии, необходимой для начала химической реакции – а это в свою очередь способствует увеличению скорости протекающей реакции.

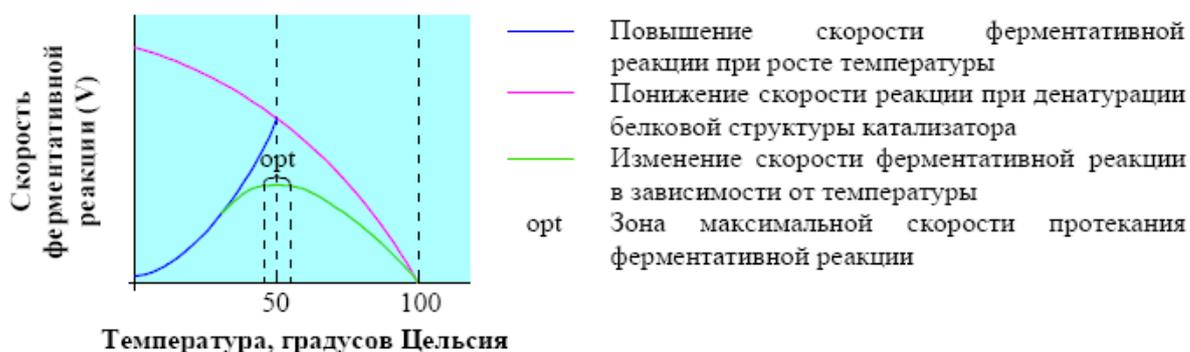
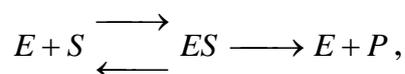


Рис. П1.5. Зависимость скорости ферментативных реакций от температуры

Восходящая ветвь зависимости, представленной на рисунке П1.5, обусловленная повышением скорости ферментативной реакции при биологическом обесцвечивании природных вод при медленном фильтровании, хорошо идентифицируется в технологическом эксперименте. Соответствующие результаты были представлены нами в главе 3 монографии.

Более подробно обратимся к вопросу определения скорости ферментативной реакции как наиболее важному для биологической очистки воды. Л. Михаэлис и М. Ментен предложили следующую схему протекания ферментативных реакций:



где E, S, P - обозначение фермента, субстрата и продуктов реакции соответственно. Данную реакцию они рассматривали поэтапно:

- Образование фермент-субстратного комплекса $E + S \xrightleftharpoons{\hspace{1cm}} ES$. Эта

стадия реакции является обратимой и может быть охарактеризована константой термодинамического равновесия K_s , называемой субстратной константой (константой диссоциации фермент-субстратного комплекса):

$$K_s = \frac{[E] \times [S]}{[ES]}, \quad (\text{П1.1})$$

где $[E], [S], [ES]$ - концентрации фермента E, субстрата S и фермент-субстратного комплекса ES соответственно. Т.к. концентрации фермента и субстрата не могут быть измерены непосредственно, Л. Михаэлис и М. Ментен выразили их через начальные концентрации фермента $[E_0]$ и субстрата $[S_0]$:

$$\begin{cases} [E_0] = [E] + [ES] \\ [S_0] = [S] + [ES] \end{cases}. \quad (\text{П1.2})$$

Концентрация фермент-субстратного комплекса $[ES]$ не может превышать начальной концентрации фермента $[E_0]$. Поэтому при условии, что начальная концентрация субстрата $[S_0]$ намного больше начальной концентрации фермента $[E_0]$, первая будет значительно превышать концентрацию фермент-субстратного комплекса $[ES]$, т.е. $[S_0] = [S]$. Выразив из системы (П1.2) концентрации фермента и субстрата $[E]$ и $[S]$ и подставив их в уравнение для константы термодинамического равновесия (П1.1), получим выражение для концентрации фермент-субстратного комплекса

$$[ES]: [ES] = \frac{[E] \times [S]}{K_s} = \frac{([E_0] + [ES]) \times [S]}{K_s},$$

$$[ES] = \frac{[E_0]}{K_s/[S] + 1}. \quad (\text{П1.3})$$

- Образование продуктов реакции $ES \longrightarrow E + P$. Данная реакция является простой реакцией первого порядка и характеризуется константой скорости k_{+2} : $v = k_{+2} \times [ES]$,

где v - скорость протекания ферментативной реакции.

Подставив в данное уравнение выражение (П1.3), полученное для концентрации фермент-субстратного комплекса, получим:

$$v = \frac{k_{+2} \times [E_0]}{K_s/[S] + 1} = \frac{k_{+2} \times [E_0] \times [S]}{K_s + [S]}. \quad (\text{П1.4})$$

Уравнение (П1.4) получило название уравнения Михаэлиса-Ментен, оно демонстрирует **нелинейную зависимость скорости протекания ферментативной реакции от концентрации субстрата и, с нашей точки зрения, полностью объясняет причины нелинейного характера зависимости удельной скорости окисления мезогумусных природных вод в биореакторе в зависимости от глубины обесцвечивания.**

Общий вид этой зависимости представлен на рисунке П1.6. При низкой концентрации субстрата (зона I на рисунке П1.6) скорость реакции находится в линейной зависимости от него, реакция характеризуется первым порядком. При повышенной концентрации субстрата (зона II на рисунке П1.6) скорость реакции зависит от концентраций двух реагирующих веществ, а реакция имеет второй порядок. Когда концентрация субстрата велика (зона III на рисунке б), скорость ферментативной реакции достигает максимального значения и перестает зависеть концентрации субстрата, фермент насыщается субстратом, поэтому скорость реакции определяется только лишь концентрацией фермента и реакция становится реакцией нулевого порядка. Однако, уравнение (П1.4), полученное Л. Михаэлисом и М. Ментен, не позволяет учесть влияние продуктов ферментативной реакции на ее скорость. В связи с этим Бриггс и Холдейн, работая с обобщенным механизмом ферментативной реакции, предложили несколько другое уравнение.

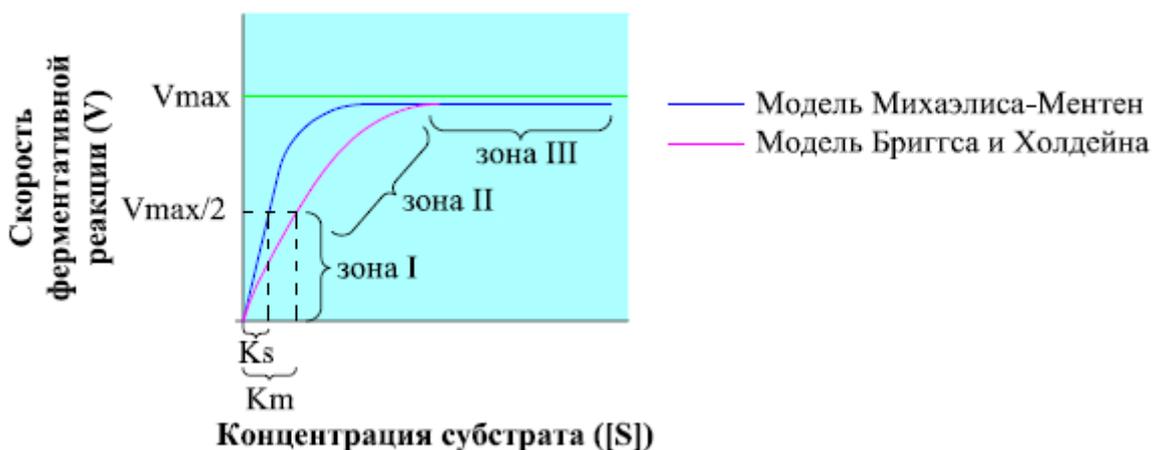
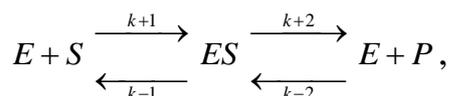


Рис. П1.6 Зависимость скорости ферментативных реакций от концентрации субстрата

Реакция, рассмотренная ими, имеет следующий вид:



где E, S, P - обозначение фермента, субстрата и продуктов реакции соответственно, $k_{+1}, k_{-1}, k_{+2}, k_{-2}$ - константы скоростей реакций (знак «+» означает, что реакция прямая, знак «-» - обратная).

$$\text{Тогда: } \frac{d[ES]}{dt} = k_{+1} \times ([E_0] - [X]) \times [S] - k_{-1} \times [ES] - k_{+2} \times [ES] + k_{-2} \times ([E_0] - [ES]) \times [P].$$

Если условно предположить, что в процессе биологической очистки природных вод имеет место удаление продуктов реакции из зоны ее протекания, то их концентрация $[P]$ принимается равной нулю. При достижении стационарного состояния, когда $\frac{d[ES]}{dt} = 0$, имеем:

$$k_{+1} \times [E_0] \times [S] = (k_{+1} \times [S] + k_{-1} + k_{+2}) \times [ES].$$

Тогда концентрация фермент-субстратного комплекса может быть выражена следующим образом:

$$[ES] = \frac{k_{+1} \times [E_0] \times [S]}{k_{+1} \times [S] + k_{-1} + k_{+2}}. \quad (\text{П1.5})$$

Скорость реакции ν , определяемая произведением константы скорости и концентрации веществ, вступающих в реакцию, с учетом (П1.5)

$$\text{будет такова: } \nu = k_{+2} \times [ES] = \frac{k_{+1} \times k_{+2} \times [E_0] \times [S]}{k_{+1} \times [S] + k_{-1} + k_{+2}} = \frac{k_{+2} \times [E_0] \times [S]}{[S] + \frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}}}. \quad (\text{П1.6})$$

Коэффициент $\frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} = K_M$ носит название константы Михаэлиса.

Произведение $k_{+2} \times [E_0] = \nu_{\max}$ представляет собой не что иное, как максимальную скорость протекания ферментативной реакции. Тогда уравнение (П1.6) примет вид:

$$\nu = \frac{\nu_{\max} \times [S]}{K_M + [S]}. \quad (\text{П1.7})$$

Константа Михаэлиса в уравнении (П1.7) имеет непосредственную связь с субстратной константой, фигурирующей в уравнении (П1.4), полученном Л. Михаэлисом и М. Ментен:

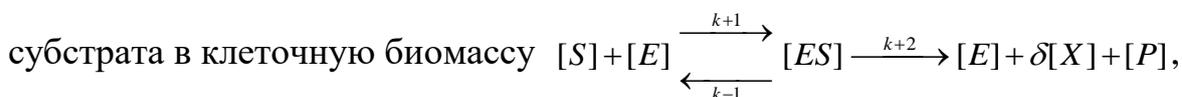
$$K_M = \frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} = \frac{k_{-1}}{k_{+1}} + \frac{k_{+2}}{k_{+1}} = K_s + \frac{k_{+2}}{k_{+1}}. \quad (\text{П1.8})$$

Из выражения (П1.8) следует, что константа Михаэлиса K_M всегда больше субстратной константы K_s . Численное значение константы Михаэлиса можно определить, когда скорость ферментативной реакции составляет половину от максимальной скорости протекания реакции, т.е.

$$v = \frac{v_s}{2}; \quad \frac{v_s}{2} = \frac{v_s \times [S]}{K_M + [S]}. \quad (\text{П1.9})$$

Преобразовав уравнение (П1.9), получим, что $K_M = [S]$ при $v = \frac{v_s}{2}$, т.е. константа Михаэлиса численно равна концентрации субстрата, при которой скорости реакции в два раза меньше, чем максимальная.

В наиболее общем случае реализуется схема преобразования



где $[S]$, $[E]$, $[ES]$, $[X]$ - концентрации фермента E, субстрата S, фермент-субстратного комплекса ES и биополимеров X соответственно.

Система дифференциальных уравнений, порожденных данной схемой при введении некоторых упрощений (см. главу 3 монографии), позволяет получить «двухфазную» модель роста микроорганизмов полностью аналогичную модели Моно, описывающую рост микроорганизмов на экспоненциальной, логарифмической фазах и фазе замедленного роста.

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Основные понятия и определения теории нечеткого управления

1. Введение

Основные положения теории нечетких множеств, позволяющей описывать качественные, неточные понятия и оперировать ими для получения новой информации, были предложены более 35 лет назад американским математиком Лотфи Заде. Методы построения информационных моделей, созданные с использованием этого аппарата, образуют самостоятельное направление научно-прикладных исследований – нечеткое моделирование. Существенный вклад в развитие нечеткого моделирования внесли работы Л. Заде, Д. Дюбуа, А. Прада (теория нечеткой меры и меры возможности), М. Сугено (нечеткий вывод и нечеткий интеграл), Дж. Беджек (нечеткая кластеризация и распознавание образов), Р. Ягер (нечеткая логика).

В начале 80-х гг. прошлого века нечеткая логика и теория нечетких множеств получили развитие в ряде программных средств поддержки принятия решений, в экспертных системах анализа данных, во время разработки которых были получены важные эмпирические результаты по моделированию с помощью нечеткой логики процесса рассуждений человека и принятия решений.

Вскоре в Европе стали появляться первые промышленные приложения теории нечетких множеств и нечеткого моделирования в виде различных механизмов и устройств, реализующих нечеткие технологии. Появление микропроцессоров и микроконтроллеров привело к резкому росту количества бытовых и промышленных приборов и устройств с алгоритмами управления на основе нечеткой логики. В настоящее время в Японии – лидере в области промышленного приложения нечетких технологий – запатентовано более 3000 таких устройств [55]. В качестве примера можно

привести нечеткие логические фотоаппараты и видеокамеры (Fisher, Sanyo), в которых применяется нечеткая фокусировка и стабилизация изображения.

В настоящее время область приложений теории нечетких множеств и нечеткой логики неуклонно растет. При этом процесс разработки и применения нечетких моделей тесно связан с концепцией системного моделирования «как с наиболее общей методологией построения и использования информационных моделей сложных систем различной физической природы» [55].

2. Основные понятия теории нечетких множеств

Нечеткое множество (fuzzy set) – это совокупность элементов произвольной природы, о которых с полной уверенностью невозможно утверждать, принадлежат ли они данному множеству или нет.

Формально нечеткое множество A определяется как множество упорядоченных пар или кортежей вида $\langle x, \mu_A(x) \rangle$, где x – элемент некоторого универсального множества (универсума) X , а $\mu_A(x)$ – функция принадлежности, которая каждому элементу $x \in X$ ставит в соответствие некоторое действительное число из интервала $[0, 1]$ и определяется в форме отображения $\mu_A : X \rightarrow [0, 1]$. При этом значение $\mu_A(x) = 1$ для некоторого $x \in X$ означает, что элемент x определенно принадлежит нечеткому множеству A , а значение $\mu_A(x) = 0$ означает, что элемент x определенно не принадлежит нечеткому множеству A .

Формально конечное нечеткое множество записывается в виде:

$$A = \{ \langle x_1, \mu_A(x_1) \rangle, \langle x_2, \mu_A(x_2) \rangle, \dots, \langle x_n, \mu_A(x_n) \rangle \}. \quad (\text{П2.1})$$

В общем случае нечеткое множество записывается следующим образом: $A = \{ \langle x, \mu_A(x) \rangle \}$.

Существуют различные виды функций принадлежности: кусочно-линейные, состоящие из отрезков прямых (треугольные, трапециевидные), Z-образные, S-образные (сигмоидальные). В настоящей работе были

использованы так называемые П-образные функции, к которым относится целый класс кривых, по своей форме напоминающих колокол. В общем случае П-образная функция задается аналитически следующим образом:

$$f_{\Pi}(x: a, b, c, d) = f_S(x: a, b) \cdot f_Z(x: c, d),$$

где a, b, c, d - некоторые числовые параметры, принимающие произвольные значения и упорядоченные соотношением $a \leq b \leq c \leq d$. Знак « \cdot » означает обычное арифметическое произведение значений соответствующих функций.

При построении П-образных функций принадлежности могут быть использованы различные функции, в том числе и выше упомянутые Z- и S-образные функции. В настоящей работе была использована функция плотности нормального распределения (рис. П2.1), которая задается следующим выражением:

$$f_{\Pi S}(x; \sigma, c) = e^{-\frac{(x-c)^2}{2\sigma^2}}, \quad (\text{П2.2})$$

где σ, c - числовые параметры, при этом квадрат первого из них σ^2 в теории вероятности называется дисперсией распределения, а параметр c - математическим ожиданием.

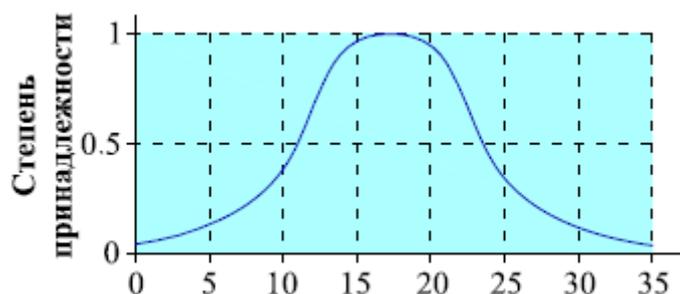


Рис. П2.1. Вид используемых в работе функций принадлежности

3. Операции над нечеткими множествами

Как и над обычными множествами, над нечеткими множествами можно производить различные операции. Прежде всего, два нечетких множества могут быть равны друг другу.

Два нечетких множества $A = \{ \langle x, \mu_A(x) \rangle \}$ и $B = \{ \langle x, \mu_B(x) \rangle \}$ считаются равными, если их функции принадлежности принимают равные значения на всем универсуме X , т.е. $\mu_A(x) = \mu_B(x)$ для любого $x \in X$.

Одними из основных операций, производимых над нечеткими множествами, являются пересечение и объединение.

Пересечением двух нечетких множеств $A = \{ \langle x, \mu_A(x) \rangle \}$ и $B = \{ \langle x, \mu_B(x) \rangle \}$ называется некоторое третье нечеткое множество C , заданное на этом же универсуме X , функция принадлежности которого для любого $x \in X$ определяется следующим образом:

$$\mu_C(x) = \min\{\mu_A(x), \mu_B(x)\}. \quad (\text{П2.3})$$

Результат операции пересечения двух множеств записывается в виде: $C = A \cap B$, а множество C , представляющее собой наибольшее нечеткое подмножество, содержащееся и в множестве A , и в множестве B - $C = \{x | \mu_C(x)\}$.

Операция пересечения множеств соответствует логической операции «И» в математической логике. Поэтому функцию принадлежности $\mu_C\{x\}$ можно записать в виде $\mu_C(x) = \mu_A(x) \wedge \mu_B(x)$ для любого $x \in X$.

Результат операции пересечения нечетких множеств, заданных на одном и том же универсуме X , можно изобразить графически в декартовой системе координат на плоскости (рис. П2.2).

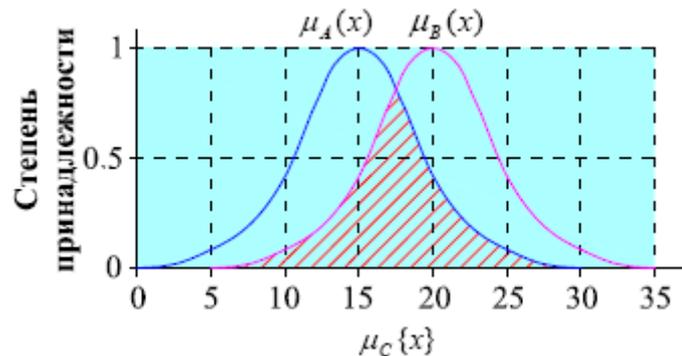


Рис. П2.1. Операция пересечения двух нечетких множеств

Объединением двух нечетких множеств $A = \{ \langle x, \mu_A(x) \rangle \}$ и $B = \{ \langle x, \mu_B(x) \rangle \}$ называется некоторое третье нечеткое множество D ,

заданное на этом же универсуме X , функция принадлежности которого для любого $x \in X$ определяется следующим образом:

$$\mu_D(x) = \max\{\mu_A(x), \mu_B(x)\}. \quad (\text{П2.4})$$

Результат объединения двух множеств записывается в виде: $D = A \cup B$, а множество D , представляющее собой наименьшее нечеткое подмножество, которое доминирует одновременно как A , так и B - $D = \{x | \mu_D(x)\}$.

Операция объединения двух множеств соответствует операции неисключающего «ИЛИ» в математической логике, поэтому функция принадлежности объединения двух множеств $\mu_D(x)$ может быть записана в виде $\mu_D(x) = \mu_A(x) \vee \mu_B(x)$ для любого $x \in X$.

Результат операции объединения нечетких множеств, заданных на одном и том же универсуме X , как и результат пересечения множеств, можно изобразить графически в декартовой системе координат на плоскости (рис. П2.3).

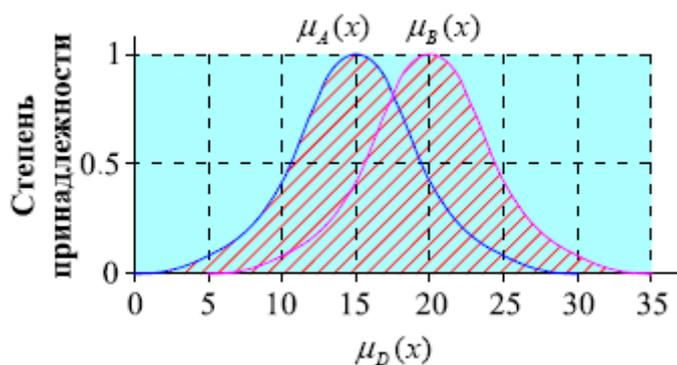


Рис. П2.3 Операция объединения двух множеств

К фундаментальным понятиям теории нечетких множеств следует отнести также понятие нечетких отношений, которые обобщают понятие обычных отношений и часто заменяются такими терминами, как нечеткая связь, ассоциация, взаимосвязь, соотношение.

В общем случае нечетким отношением, заданном на множествах (универсумах) X_1, X_2, \dots, X_k , называется некоторое фиксированное нечеткое подмножество декартова произведения этих универсумов.

Нечеткое отношение, построенное на основе двух универсальных множеств, принято называть бинарным, трех – тренарным и т.д.

Важным понятием для данной работы является понятие композиции бинарных нечетких отношений. Пусть Q и R - конечные или бесконечные бинарные нечеткие отношения. Причем нечеткое отношение $Q = \{ \langle x_i, x_j \rangle, \mu_Q(\langle x_i, x_j \rangle) \}$ задано на декартовом произведении универсумов $X_1 \times X_2$, а нечеткое отношение $R = \{ \langle x_p, x_k \rangle, \mu_R(\langle x_p, x_k \rangle) \}$ - на декартовом произведении универсумов $X_2 \times X_3$. Композицией двух бинарных нечетких отношений Q и R будет называться нечеткое бинарное отношение $Q \otimes R$, заданное на декартовом произведении универсумов $X_1 \times X_3$, функция принадлежности которого определяется следующим образом:

$$\mu_{Q \otimes R}(x_i, x_k) = \max_{x_j \in X_2} \{ \min \{ \mu_Q(x_i, x_j), \mu_R(x_j, x_k) \} \} \quad (\forall \langle x_i, x_k \rangle \in X_1 \times X_3). \quad (\text{П2.5})$$

4. Лингвистическая переменная

Для более адекватного отражения семантики неопределенности при построении нечетких моделей сложных систем целесообразно использовать уточнения, которые допускает рассмотренное понятие нечеткого множества. Понятия нечеткой и лингвистической переменной, широко используемые в настоящей работе, являются одними из таких уточнений и используются в нечетком управлении для представления входных и выходных переменных.

Нечеткая переменная определяется как кортеж $\langle \alpha, X, A \rangle$, где α - наименование нечеткой переменной, X - область определения (универсум) нечеткой переменной, $A = \{ x, \mu_A(x) \}$ - нечеткое множество на X , описывающее возможные значения, которые может принимать нечеткая переменная α . В настоящей работе используются такие нечеткие переменные как «малая цветность», «средняя производительность», «высокая стоимость коагулянта» и т.д. Вид нечеткой переменной «средняя цветность» приведен на рис. П2.4.

Лингвистическая переменная определяется как кортеж $\langle \beta, T, X, G, M \rangle$, где β - наименование лингвистической переменной, T - базовое термножество лингвистической переменной (множество ее значений (термов)), каждое из которых представляет собой наименование отдельной нечеткой переменной α , X - область определения (универсум) нечетких переменных,

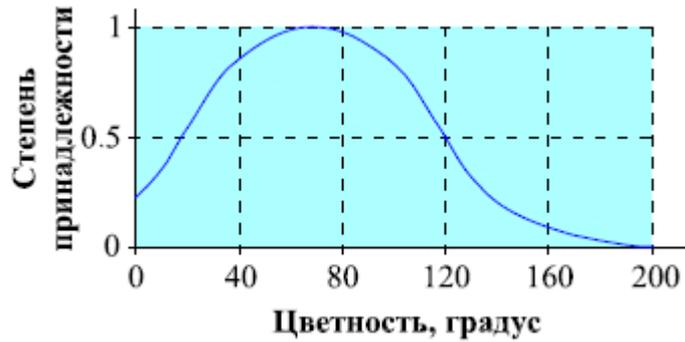


Рис. П2.4. Нечеткая переменная «средняя цветность»

которые входят в определение лингвистической переменной β , G - некоторая синтаксическая процедура, которая описывает процесс образования или генерирования из множества T новых, осмысленных в рассматриваемом контексте значений для данной лингвистической переменной, M - семантическая процедура, которая позволяет поставить в соответствие каждому новому значению лингвистической переменной, получаемому с помощью процедуры G , некоторое осмысленное содержание посредством формирования соответствующего нечеткого множества.

В качестве примера рассмотрим лингвистическую переменную цветность воды (Ц), используемую в данной работе (рис. П2.5).

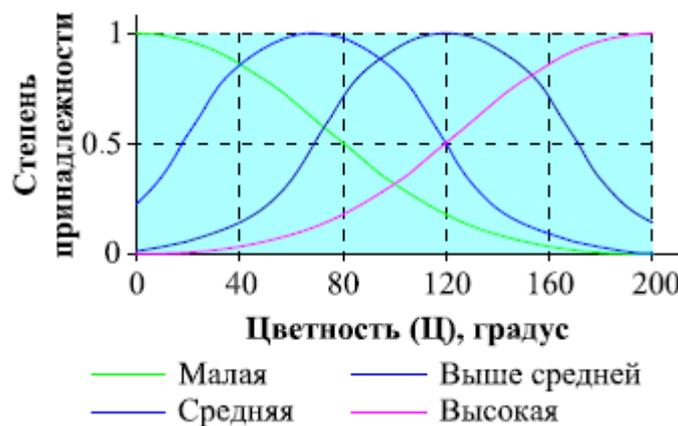


Рис. П2.5. Лингвистическая переменная цветность воды (Ц)

Формализация лингвистической переменной β выглядит следующим образом: β - цветность воды, $T = \{\text{«малая цветность»}, \text{«средняя цветность»}, \text{«высокая цветность»}, \text{«очень высокая цветность»}\}$, $X = [0, 200]$ (минимальная цветность воды – 0 градусов, максимальная – 200 градусов), G - процедура образования новых термов с помощью логических связок «И», «ИЛИ» или других модификаторов типа «НЕ», «слегка» и т. д. (например «малая или средняя цветность»), M - процедура задания на $X = [0, 200]$ нечетких переменных $\alpha_1 = \text{«малая цветность»}$, $\alpha_2 = \text{«средняя цветность»}$, $\alpha_3 = \text{«высокая цветность»}$, $\alpha_4 = \text{«очень высокая цветность»}$.

5. Нечеткая логика

При моделировании любых сложных систем исследователь, так или иначе, сталкивается с проблемой неопределенности каких-либо данных. В классической логике все высказывания и рассуждения, используемые в формальных логических системах, могут иметь лишь два значения: истина или ложь. Для формализации неточных или приближенных рассуждений, более адекватно описывающих ситуации с неопределенностью, применяется нечеткая логика, в которой в отличие от классической, истинность суждений оценивается в некоторой степени, принимающей и другие значения, кроме как ложь и истина.

Исходным понятием нечеткой логики является понятие элементарного нечеткого высказывания. Элементарным нечетким высказыванием в общем случае называется повествовательное выражение, выражающее законченную мысль, относительно которой можно судить о ее истинности или ложности только с некоторой степенью уверенности.

Степень истинности элементарного нечеткого высказывания, иногда называемого просто нечетким высказыванием, принимает значение из замкнутого интервала $[0, 1]$, причем значения 0 и 1 являются предельными и соответствуют значениям ложь (0) и истина (1).

В качестве примеров нечетких высказываний приведем следующие, используемые в данной работе:

- Вода высокоцветная;
- Производительность очистных сооружений ниже средней;
- Стоимость электроэнергии повышенная.

Для упорядочения значений истинности некоторого высказывания используется так называемый нечеткий предикат.

Нечеткий предикат $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$ формально определяется как некоторое отображение из декартова произведения универсумов X_1, X_2, \dots, X_k в некоторое вполне упорядоченное множество значений истинности, в частности, в интервал $[0, 1]$, т.е. $P: X_1 \times X_2 \times \dots \times X_k \rightarrow [0, 1]$. Переменные x_1, x_2, \dots, x_k называются предметными переменными нечеткого предиката $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$, а декартово произведение универсумов X_1, X_2, \dots, X_k - предметной областью нечеткого предиката $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$.

Семантический анализ нечетких предикатов $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$ в общем случае имеет тесную связь с анализом нечетких отношений $Q = \{ \langle x_1, x_2, \dots, x_k \rangle \mid \mu_Q(x_1, x_2, \dots, x_k), x_1 \in X_1, x_2 \in X_2, \dots, x_k \in X_k \}$. А взаимосвязь между нечеткими высказываниями и нечеткими предикатами осуществляется при помощи процесса означивания нечеткого предиката $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$, когда вместо предикатных переменных x_1, x_2, \dots, x_k в нечеткий предикат подставляются конкретные значения соответствующих универсумов: $a_1 \in X_1, a_2 \in X_2, \dots, a_k \in X_k$. В этом случае нечеткий предикат $P(x_1, x_2, \dots, x_k)$ превращается в нечеткое высказывание P , степень истинности которого принимает конкретное значение из интервала $[0, 1]$.

Еще одним конструктивным направлением нечеткой логики является нечеткое обобщение правил продукций, использующих нечеткие высказывания в форме означивания лингвистических переменных. В этом случае появляется возможность комбинирования нечетких высказываний с

помощью логических нечетких операций (связок): логического отрицания, конъюнкции, дизъюнкции, импликации.

Логическим отрицанием нечеткого высказывания A (обозначаемого $\neg A$) называется унарная логическая операция, результатом которой является нечеткое высказывание, истинность которого в свою очередь принимает значение $T(\neg A) = 1 - T(A)$. Например, логическим отрицанием нечеткого высказывания «Вода малоцветная» будет высказывание «Неверно, что вода малоцветная».

Логической конъюнкцией нечетких высказываний A и B (обозначаемой $A \wedge B$) называется бинарная логическая операция, результатом которой является нечеткое высказывание, истинность которого в свою очередь определяется следующим образом: $T(A \wedge B) = \min\{T(A), T(B)\}$.

Логической дизъюнкцией нечетких высказываний A и B (обозначаемой $A \vee B$) называется бинарная логическая операция, результатом которой является нечеткое высказывание, истинность которого в свою очередь определяется следующим образом: $T(A \vee B) = \max\{T(A), T(B)\}$.

Нечеткой импликацией нечетких высказываний A и B (обозначаемой $A \supset B$) называется бинарная логическая операция, результатом которой является нечеткое высказывание, истинность которого в свою очередь определяется по одному из следующих способов:

- Классическая нечеткая импликация, предложенная Л. Заде (нечеткая импликация Заде):

$$T(A \supset B) = \max\{\min\{T(A), T(B)\}, 1 - T(A)\}. \quad (\text{П2.6})$$

- Классическая нечеткая импликация для случая $T(A) \geq T(B)$ (нечеткая импликация Геделя):

$$T(A \supset B) = \max\{T(\neg A), T(B)\} = \max\{1 - T(A), T(B)\}. \quad (\text{П2.7})$$

- Нечеткая импликация, предложенная Э. Мамдани (нечеткая импликация Мамдани, нечеткая импликация минимума корреляции):

$$T(A \supset B) = \min\{T(A), T(B)\}.$$

- Нечеткая импликация, предложенная Я. Лукасевичем (нечеткая импликация Лукасевича):

$$T(A \supset B) = \min\{1, 1 - T(A) + T(B)\}. \quad (\text{П2.8})$$

- Нечеткая импликация, предложенная Дж. Гогеном (нечеткая импликация Гогена):

$$T(A \supset B) = \min\{1, T(B)/T(A)\}, \text{ где } T(A) > 0. \quad (\text{П2.9})$$

- Нечеткая импликация по формуле граничной суммы:

$$T(A \supset B) = \min\{1, T(B) + T(A)\}. \quad (\text{П2.10})$$

- Нечеткая импликация, предложенная Н. Вади:

$$T(A \supset B) = \max\{1 - T(A) \cdot T(B), 1 - T(A)\}. \quad (\text{П2.11})$$

- Нечеткая импликация Брауэра:

$$T(A \supset B) = \begin{cases} 1, & \text{если } T(A) < T(B) \\ T(B), & \text{в противном случае} \end{cases}. \quad (\text{П2.12})$$

- Нечеткая импликация стандартной логики последовательностей (*R-SEQ*):

$$T(A \supset B) = \begin{cases} 1, & \text{если } T(A) \leq T(B) \\ 0, & \text{в противном случае} \end{cases}. \quad (\text{П2.13})$$

Нечеткая импликация играет важную роль в процессе нечетких логических рассуждений.

Для представления знаний и вывода заключений в экспертных системах, основанных на правилах, созданных при помощи высказываний, широкое применение нашли продукционные системы. Нечеткий вывод в этом случае реализуется на основе нечетких продукционных правил (нечетких правил продукций), которые не только близки к логическим моделям, но и позволяют адекватным образом представить практические знания экспертов в той или иной области.

Под правилом нечеткой продукции (или просто под нечеткой продукцией) понимают выражение такого вида:

$$i : Q; P; A \Rightarrow B; S, F, N, \quad (\text{П2.14})$$

где i - имя нечеткой продукции, Q - сфера применения нечеткой продукции, P - условие применимости ядра нечеткой продукции, $A \Rightarrow B$ - ядро нечеткой продукции, в котором A - условие ядра (антецедент), B - заключение ядра (консеквент), \Rightarrow - знак логической секвенции (следования), S - метод или способ определения количественного значения степени истинности заключения ядра, F - коэффициент определенности или уверенности нечеткой продукции, N - постусловия продукции.

Сразу же введем понятие продукционной нечеткой системы (системы нечетких правил продукции), представляющей собой некоторое согласованное множество отдельных нечетких продукций в форме «ЕСЛИ A , ТО B ».

Как правило, в качестве имени нечеткой продукции i выступает совокупность букв или символов, позволяющих однозначно идентифицировать эту нечеткую продукцию в системе нечетких правил продукций. Например, именем нечеткой продукции может быть ее порядковый номер в продукционной системе.

Сфера применения нечеткой продукции Q явно или неявно описывает предметную область знания, которую представляет отдельная нечеткая продукция.

Условие применимости ядра нечеткой продукции S представляет собой логическое выражение, которое может присутствовать в составе нечеткой продукции, а может и не присутствовать. Если это условие существует, то ядро продукции активизируется только в том случае, когда условие P принимает значение «ИСТИНА». Очень часто этот элемент вводится в само ядро продукции, являющееся ее центральным компонентом.

Ядро продукции $A \Rightarrow B$ - это некоторые логические выражения, которые могут принимать значения «ИСТИНА» или «ЛОЖЬ». Если значения логического выражения A - «ИСТИНА», значением логического выражения B также будет «ИСТИНА», в противном случае об истинности выражения B нельзя сказать ничего. В качестве логического выражения A могут быть

использованы сложные логические выражения, построенные с помощью выше описанных логических связок (отрицание, конъюнкция, дизъюнкция).

И, наконец, постусловие нечеткой продукции N , описывает те действия и процедуры, которые необходимо выполнить в случае реализации ядра.

При применении нечетких правил продукций основной проблемой приближенных рассуждений является оценка степени истинности заключений нечеткой продукции B на основе условий нечетких правил продукции A с известной степенью истинности. Таким образом, именно метод определения истинности заключений занимает центральное место в продукционных системах.

Рассматривая эту проблему, нужно отметить, что взаимосвязь между условием и заключением нечеткой продукции представляет собой, как правило, некоторое бинарное нечеткое отношение на декартовом произведении универсумов соответствующих высказываний. Пусть есть два нечетких множества A и B , заданных на универсумах X и Y и позиционируемых как условие и заключение нечеткой продукции соответственно. Если нечеткое множество A рассматривать как унарное отношение на универсуме X , а нечеткое множество B - как унарное отношение на универсуме Y , то отношения будут определяться функциями принадлежности $\mu_A(x)$ и $\mu_B(y)$.

Теперь предположим, что на декартовом произведении универсумов X и Y определено бинарное нечеткое отношение $Q = \{ \langle x, y \rangle, \mu_Q(\langle x, y \rangle) \}$, где $x \in X$, $y \in Y$. Если функция принадлежности $\mu_A(x)$ известна, то функция принадлежности $\mu_B(y)$ может быть определена следующими способами:

- Максиминная нечеткая свертка (max-min-композиция):

$$\mu_B(y) = \max_{x \in X} \{ \min \{ \mu_A(x), \mu_Q(\langle x, y \rangle) \} \}. \quad (\text{П2.15})$$

- Max-prod-композиция:

$$\mu_B(y) = \max_{x \in X} \{ \mu_A(x) \cdot \mu_Q(\langle x, y \rangle) \}. \quad (\text{П2.16})$$

- **Min-max-композиция:**

$$\mu_B(y) = \min_{x \in X} \{ \max \{ \mu_A(x), \mu_Q(< x, y >) \} \}. \quad (\text{П2.17})$$

- **Max-max-композиция:**

$$\mu_B(y) = \max_{x \in X} \{ \max \{ \mu_A(x), \mu_Q(< x, y >) \} \}. \quad (\text{П2.18})$$

- **Min-min-композиция:**

$$\mu_B(y) = \min_{x \in X} \{ \min \{ \mu_A(x), \mu_Q(< x, y >) \} \}. \quad (\text{П2.19})$$

- **Max-average-композиция:**

$$\mu_B(y) = 0.5 \cdot \max_{x \in X} \{ \mu_A(x) + \mu_Q(< x, y >) \}. \quad (\text{П2.20})$$

- **Sum-prod-композиция:**

$$\mu_B(y) = f \left(\sum_{x \in X} (\mu_A(x) \cdot \mu_Q(< x, y >)) \right), \quad (\text{П2.21})$$

где f - некоторая логистическая функция типа сигмоидной, которая ограничивает значения функции числом из интервала $[0, 1]$.

6. Архитектура системы нечеткого вывода

Процедура или алгоритм получения нечетких заключений на основе нечетких условий продукционной системы получили название процесса нечеткого вывода, занимающего центральное место в нечеткой логике и системах нечеткого управления. Нечеткий вывод объединяет в себе все основные (выше описанные) идеи теории нечетких множеств: функции принадлежности, лингвистические переменные, нечеткие логические операции, методы нечеткой импликации, нечеткой композиции.

Для реализации процесса нечеткого вывода используются так называемые системы нечеткого вывода, которые в то же время служат концептуальным базисом современной нечеткой логики. Они позволяют решить массу прикладных задач: задачи автоматического управления, классификации данных, распознавания образов, принятия решений и т. д. Кроме того, в силу своего междисциплинарного характера разработка и применение систем нечеткого вывода тесно связаны с такими научно-

прикладными направлениями, как нечеткое моделирование, нечеткие экспертные системы, нечеткая ассоциативная память, нечеткие логические контроллеры, нечеткие регуляторы.

Рассматриваемые в настоящей работе системы нечеткого вывода являются частным случаем продукционных систем. Отличительной особенностью нечетких правил, применяемых в системах нечеткого вывода, можно назвать тот факт, что условия и заключения отдельных нечетких правил формулируются в форме нечетких высказываний относительно значений тех или иных лингвистических переменных. Т. е. правилом нечеткой продукции (нечеткой продукцией) в рамках системы нечеткого вывода будет выражение вида $i: Q; P; A \Rightarrow B; S, F, N$, в котором антецедент A и консеквент B представляют собой нечеткие лингвистические высказывания.

Простейший вариант правил нечеткой продукции, наиболее широко применяемых в системах нечеткого вывода, можно записать в такой форме:

Правило $\langle \# \rangle$: ЕСЛИ « β_1 есть α », ТО « β_2 есть α ». (П2.22)

Что касается алгоритмов нечеткого вывода, то в настоящее время их предложено несколько. Одним из самых первых алгоритмов был предложен в 1975 г английским математиком Е. Мамдани для управления паровым двигателем. Он включает в себя следующие этапы:

- Формирование базы правил систем нечеткого вывода.

База правил системы нечеткого вывода необходима для формального представления эмпирических знаний (знаний экспертов) в рассматриваемой проблемной области и представляет собой конечное множество правил нечетких продукций, согласованных относительно используемых в них лингвистических переменных.

Базу правил можно представить в виде структурированного текста:

ПРАВИЛО №1: ЕСЛИ «Условие 1», ТО «Заключение 1» С

ПРАВИЛО №2: ЕСЛИ «Условие 2», ТО «Заключение 2» (F_2)

...

ПРАВИЛО № n : ЕСЛИ «Условие n », ТО «Заключение n » (F_n).

$F_i (i \in \{1, 2, \dots, n\})$ в данной базе правил – коэффициенты неопределенности (весовые коэффициенты) соответствующих правил, которые могут принимать значения из интервала $[0, 1]$.

Согласованность базы правил относительно лингвистических переменных означает, что в качестве условий и заключений лингвистических переменных могут использоваться только те лингвистические высказывания, которые имеют вид (...), в каждом из которых определены функции принадлежности терм-множества для каждой лингвистической переменной.

- Фаззификация (введение нечеткости) входных переменных – процесс или процедура нахождения значений функции принадлежности нечетких множеств (термов) на основе точечных (не нечетких) исходных данных. Цель этапа фаззификации заключается в установлении соответствия между конкретным (четким численным) значением отдельной входной переменной системы нечеткого вывода и значением функции принадлежности соответствующего ей термина входной лингвистической переменной.

До начала этого этапа предполагаются известными конкретные значения для всех входных переменных системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $V' = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$.

В общем случае каждое $a_i \in X_i$, где X_i – универсум лингвистической переменной β_i . Далее рассматривается каждое из подусловий вида « β_i есть α' » правил системы нечеткого вывода, где α' – некоторый терм с известной функцией принадлежности $\mu(x)$. При этом значение a_i используется в качестве аргумента $\mu(x)$, тем самым находится количественное значение $b_i' = \mu(a_i)$. Это значение и является результатом фаззификации подусловия « β_i есть α' ». Этап фаззификации считается законченным, когда будут найдены все значения $b_i' = \mu(a_i)$ для каждого из подусловий всех правил,

входящих в рассматриваемую базу правил системы нечеткого вывода. Это множество значений обозначим через $B = \{b_i\}$.

В качестве иллюстрации этапа фаззификации входных переменных рассмотрим лингвистическую переменную Цветность воды, текущее значение которой примем равным 140 градусам.

Лингвистической переменной Цветность воды соответствуют четыре нечетких высказывания:

- Цветность воды малая;
- Цветность воды средняя;
- Цветность воды выше средней;
- Цветность воды высокая.

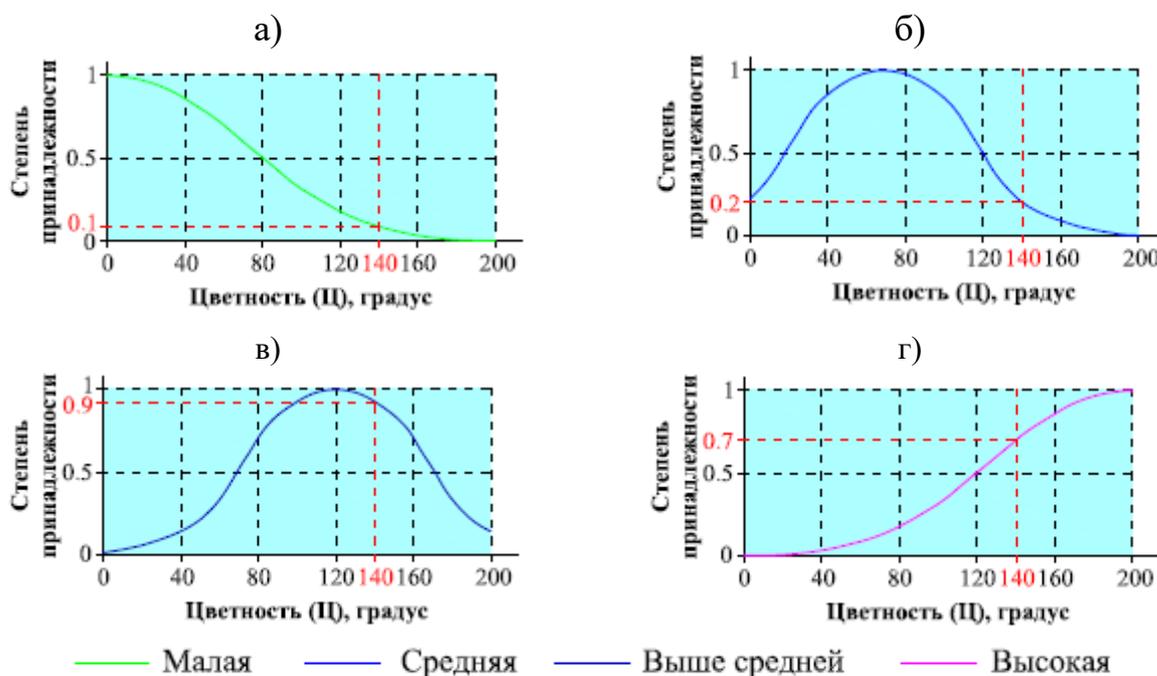


Рис. П2.6. Фаззификация лингвистической переменной Цветность воды: а – малая, б – средняя, в – выше средней, г - высокая

Как показывает рис. П2.6, фаззификация первого нечеткого высказывания («Цветность воды малая») в результате дает число 0.1, которое получается в случае подстановки значения 140 градусов в качестве аргумента функции, изображенной на рис. П2.6,а. Аналогичным образом подставляя текущее значение цветности в функции принадлежности остальных термов лингвистической переменной Цветность воды (рис. П2.6, б, в, г), получим

результаты фаззификации 0.2, 0.9 и 0.7 для высказываний «Цветность воды средняя», «Цветность воды выше средней» и «Цветность воды высокая» соответственно.

- Агрегирование подусловий в нечетких правилах продукций – процедура определения степени истинности условий по каждому из правил системы нечеткого вывода. До начала этого этапа предполагаются известными значения истинности всех подусловий системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $V = \{b_i'\}$. Далее рассматривается каждое из условий правил системы нечеткого вывода. Если условие правила представляет собой нечеткое высказывание, то степень его истинности равна соответствующему значению b_i' . Если же условие состоит из нескольких подусловий, причем лингвистические переменные в подусловиях попарно не равны друг другу, то определяется степень истинности сложного высказывания на основе известных значений истинности подусловий. При этом для определения результата нечетких связей (И, ИЛИ) используются правила нечеткой логики. Тем самым находятся количественные значения истинности всех условий правил системы нечеткого вывода. Этап агрегирования считается законченным, когда будут найдены все значения b_i'' для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода. Это множество значений обозначим через $V'' = \{b_1'', b_2'', \dots, b_n''\}$.

В качестве примера реализации данного этапа рассмотрим агрегирование двух нечетких высказываний:

- «Производительность очистных сооружений средняя» И «Цветность воды высокая»;
- «Производительность очистных сооружений средняя» ИЛИ «Цветность воды высокая».

В качестве текущих значений переменных примем 14000 м³/сут для производительности очистных сооружений и 140 градусов для цветности воды.

Для первого случая (при использовании операции нечеткой конъюнкции, рис. П2.7,а) процедура агрегирования дает в результате число 0.7, которое означает степень истинности нечеткого высказывания «Производительность очистных сооружений средняя» И «Цветность воды высокая».

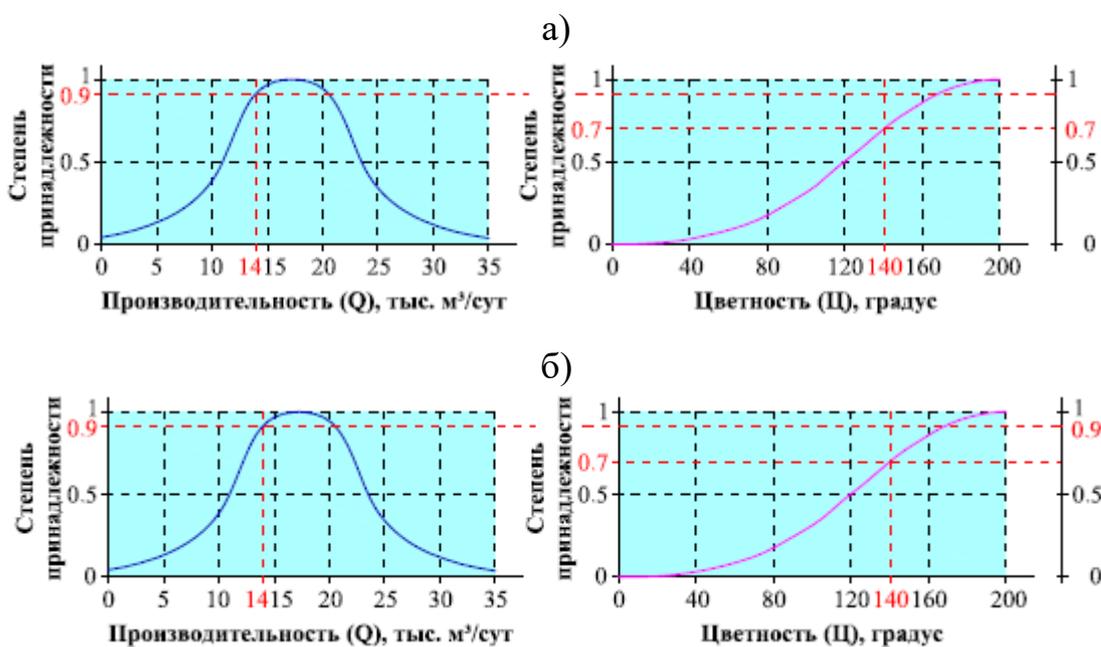


Рис. П2.7. Агрегирование подусловий двух нечетких высказываний: а – «Производительность очистных сооружений средняя» И «Цветность воды высокая», б – «Производительность очистных сооружений средняя» ИЛИ «Цветность воды высокая»

Для второго случая (при использовании операции нечеткой дизъюнкции) в результате процедуры агрегирования получено число 0.9, означающее степень истинности нечеткого высказывания «Производительность очистных сооружений средняя» ИЛИ «Цветность воды высокая».

- Активизация подзаключений в нечетких правилах продукций представляет собой процедуру или процесс нахождения степени истинности

каждого из подзаключений правил нечетких продукций. До начала этого этапа предполагаются известными значения истинности всех условий системы нечеткого вывода, т.е. множество значений $B'' = \{b_1'', b_2'', \dots, b_n''\}$. Степень истинности заключения равна соответствующему значению b_i'' . Таким образом, находятся все значения c_k степеней истинности подзаключений для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода.

В качестве примера рассмотрим выполнение процесса активизации заключения следующего правила нечеткой продукции, не имеющего целевого применения и используемого только формальным образом: ЕСЛИ «Производительность очистных сооружений средняя» ТО «Оценка схемы высокая». В качестве текущего значения производительности очистных сооружений примем $14000 \text{ м}^3/\text{сут}$.

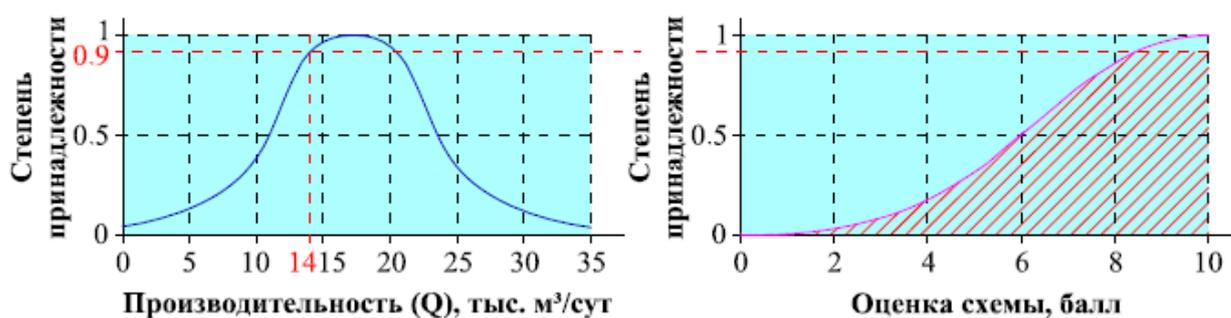


Рис. П2.8. Активизация заключения для правила нечеткой продукции

Результат активизации (min-активизации) для этого правила нечеткой продукции показан на рис. П2.8.

- Аккумуляция заключений нечетких правил продукции представляет собой процедуру или процесс нахождения функций принадлежности для каждой из выходных лингвистических переменных множества $W = \{w_1, w_2, \dots, w_s\}$. Цель аккумуляции заключается в том, чтобы объединить все степени истинности заключений для получения функции принадлежности каждой из выходных переменных. До начала этого этапа

предполагаются известными значения истинности всех подзаключений для каждого из правил R_k , входящих в рассматриваемую базу правил P системы нечеткого вывода, в форме совокупности нечетких множеств: C_1, C_2, \dots, C_q , где q - общее количество подзаключений в базе правил.

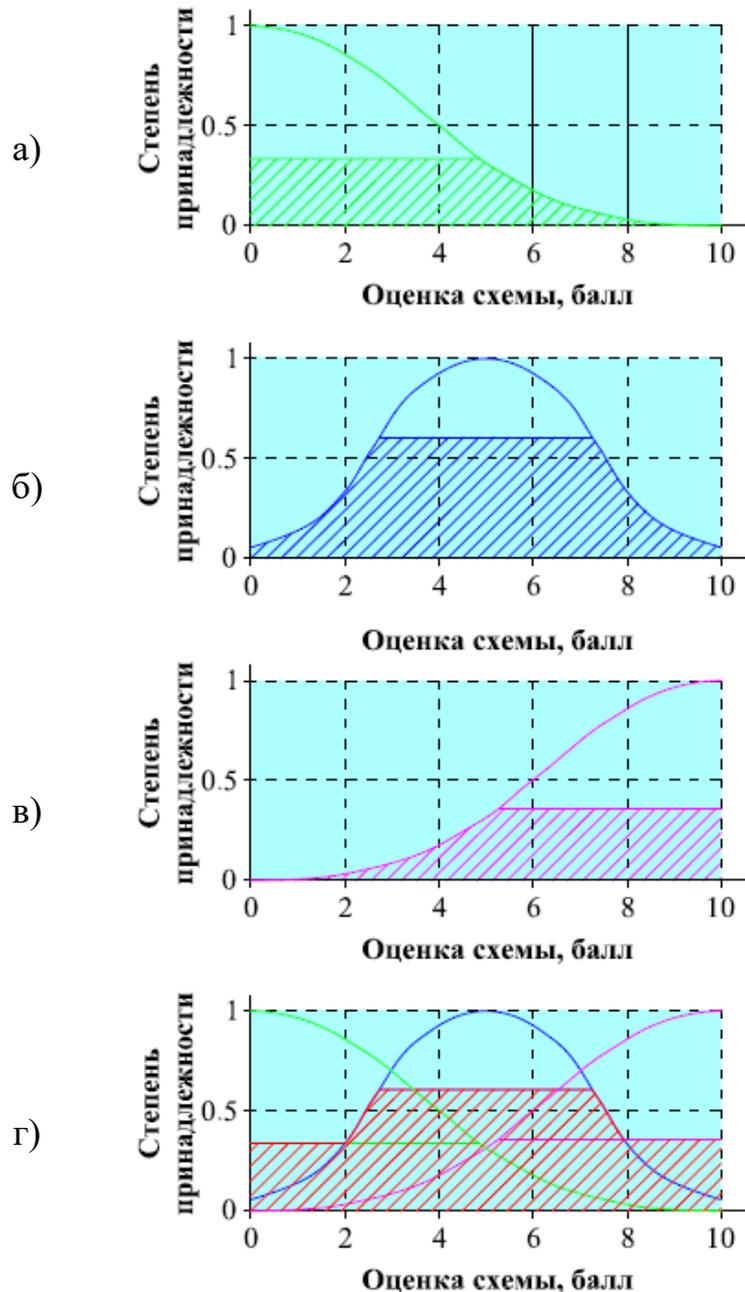


Рис. П2.9. Аккумуляция заключения для выходной переменной Оценка схемы: а – оценка схемы малая, б – оценка схемы средняя, в – оценка схемы высокая, г – результат выполнения процедуры аккумуляции

Далее последовательно рассматривается каждая из выходных лингвистических переменных $w_j \in W$ и относящиеся к ней нечеткие

множества: $C_{j1}, C_{j2}, \dots, C_{jq}$. Результат аккумуляции для выходной лингвистической переменной w_j определяется как объединение нечетких множеств $C_{j1}, C_{j2}, \dots, C_{jq}$.

Этап аккумуляции считается законченным, когда для каждой из выходных лингвистических переменных будут определены итоговые функции принадлежности нечетких множеств их значений, т.е. совокупность нечетких множеств C'_1, C'_2, \dots, C'_s , где s - общее количество выходных лингвистических переменных в базе правил системы нечеткого вывода.

В качестве примера рассмотрим процесс аккумуляции трех нечетких множеств, полученных в результате выполнения процедуры активизации для лингвистической переменной Оценка схемы. Функции принадлежности этих множеств приведены на рис. П2.9,а, П2.9,б и П2.9,в. В результате аккумуляции этих трех функций принадлежности, выполненной методом max-объединения, получена функция принадлежности выходной лингвистической переменной Оценка схемы (рис. П2.9,г).

- Дефаззификация выходных переменных – механизм нахождения обычного четкого значения для каждой из выходных лингвистических переменных множества $W = \{w_1, w_2, \dots, w_s\}$.

Формально процедура дефаззификации выполняется следующим образом. До начала этого этапа предполагаются известными функции принадлежности всех выходных лингвистических переменных в форме нечетких множеств C'_1, C'_2, \dots, C'_s , где s - общее количество выходных лингвистических переменных в базе правил системы нечеткого вывода. Далее последовательно рассматривается каждая из выходных лингвистических переменных $w_j \in W$ и относящееся к ней нечеткое множество C'_j . Результат дефаззификации для выходной лингвистической переменной w_j определяется в виде количественного значения $y_j \in R$,

получаемого по одному из известных алгоритмов, например, по методу центра тяжести.

Центр тяжести или центроид площади рассчитывается по формуле

$$y = \frac{\int_{\min}^{\max} x \times \mu(x) dx}{\int_{\min}^{\max} \mu(x) dx}, \quad (\text{П2.23})$$

где y - результат дефаззификации, x - переменная, соответствующая выходной лингвистической переменной ω , $\mu(x)$ - функция принадлежности нечеткого множества, соответствующая выходной переменной ω после этапа аккумуляции, \min и \max – левая и правая точки интервала носителя нечеткого множества рассматриваемой выходной переменной ω .

При дефаззификации методом центра тяжести (рис. П2.10) значение выходной переменной равно абсциссе центра тяжести площади, ограниченной графиком кривой функции принадлежности, соответствующей выходной переменной.

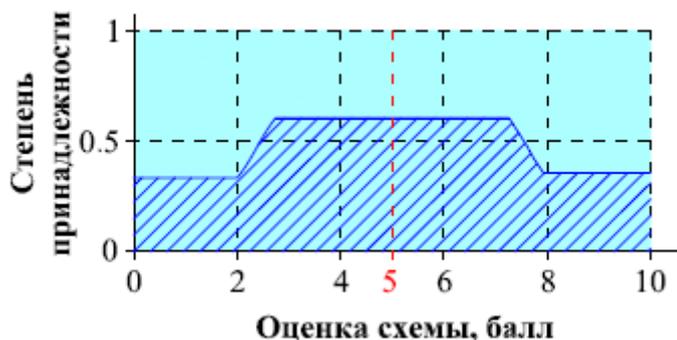


Рис. П2.10. Дефаззификация выходной лингвистической переменной Оценка схемы методом центра тяжести

На рис. П2.10 приведен пример дефаззификации лингвистической переменной Оценка схемы методом центра тяжести, полученной в результате выполнения процедуры аккумуляции заключений. В данном случае переменная Оценка схемы принимает результирующее значение, равное 5 баллам.