

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования
«Пензенский государственный университет
архитектуры и строительства»
(ПГУАС)

**РЕАГЕНТНАЯ ОБРАБОТКА ПОВЕРХНОСТНЫХ
ПРИРОДНЫХ ВОД АЛЮМОСОДЕРЖАЩИМИ
КОАГУЛЯНТАМИ**

Пенза 2016

УДК 628.16.065.2:556.5(035.3)

ББК 38.761.1+26.22

Р31

Рецензенты: технический директор ООО «Горводоканал»
П.В. Пивоваров (г. Пенза);
доктор химических наук, профессор кафедры
«Информационно-вычислительные
системы» А.Н. Кошев (ПГУАС)

Авторы: Б.М. Гришин, М.В. Бikuнова,
М.А. Сафронов, Е.А. Титов

Реагентная обработка поверхностных природных вод алюмо-
Р31 содержащими коагулянтами: моногр./ Б.М. Гришин [и др.]. – Пенза:
ПГУАС, 2016. – 140 с.
ISBN 978-5-9282-1392-3

Приведён обзор методов интенсификации процесса коагулирования примесей природных вод поверхностных источников Волжского бассейна. Предложена технология улучшения очистки природной воды с совместным использованием алюмосодержащих коагулянтов при одновременном применении наиболее экономичных и перспективных безреагентных методов интенсификации процессов коагуляции, к числу которых относятся концентрированное коагулирование и аэрация. Приведены результаты лабораторных и экспериментальных исследований по применению технологии концентрированного коагулирования с высокоградиентным ступенчатым перемешиванием.

Монография подготовлена на кафедре «Водоснабжение, водоотведение и гидротехника» и предназначена для магистрантов по направлению подготовки 08.04.01 «Строительство», аспирантов и инженерно-технических работников.

ISBN 978-5-9282-1392-3

© Пензенский государственный университет
архитектуры и строительства, 2016

ПРЕДИСЛОВИЕ

С 90-х годов XX века на российском рынке получили распространение новые коагулянты – полиоксихлориды алюминия (ПОХА), обладающие определенными преимуществами по сравнению с СА – более широкой областью применения в интервале рН, возможностью использования при низких температурах воды, меньшими дозами при обработке и, соответственно, меньшими остаточными концентрациями алюминия в очищенной воде. С другой стороны, широкое применение ПОХА на водоочистных станциях сдерживается их весьма высокой стоимостью (в 4-6 раз выше, чем СА).

Совместное применение в практике водоподготовки коагулянтов СА и ПОХА при условии нахождения их оптимальных соотношений, режимов ввода и перемешивания с обрабатываемой водой позволяет в наибольшей степени использовать преимущества каждого реагента при одновременном обеспечении технико-экономической эффективности процесса очистки. Важной задачей при совместном использовании алюмосодержащих коагулянтов является снижение их доз в процессе обработки воды, которое может быть достигнуто применением различных методов интенсификации коагуляции. К числу наиболее перспективных относятся безреагентные методы концентрированного коагулирования и аэрации, не требующие, как правило, больших эксплуатационных затрат и сложного оборудования.

Целью работы является разработка и исследование реагентосберегающей технологии очистки природных поверхностных вод алюмосодержащими коагулянтами с применением безреагентных методов интенсификации процессов коагуляции.

Монография состоит из пяти разделов.

В первом разделе дан анализ состава и фазово-дисперсного состояния примесей природных вод и их влияния на выбор метода водоподготовки. Произведена оценка эффективности использования минеральных коагулянтов при очистке вод поверхностных источников волжского бассейна и, в частности, реки Суры. Рассмотрены реагентные и безреагентные методы интенсификации процесса коагуляции примесей природной воды.

Второй раздел посвящен теоретическому анализу процессов коагуляции гетерофазных примесей природной воды и обоснованию принятых технических решений, обеспечивающих сокращение расходов алюмосодержащих коагулянтов.

На основании теоретических исследований предложен реагентосберегающий способ высокоградиентного перемешивания вспомогательного потока воды с растворами коагулянтов и сжатым воздухом при концентрированном коагулировании.

В третьем разделе описаны экспериментальные исследования влияния интенсивности перемешивания алюмосодержащих реагентов с водой при

концентрированном коагулировании на эффективность последующей очистки воды.

В четвертом разделе приведены результаты лабораторных исследований концентрированного коагулирования с использованием высокоградиентного перемешивания алюмосодержащих реагентов с водовоздушной смесью.

Пятый раздел посвящен производственным испытаниям технологии концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси, которые производились на 5-м блоке водопроводных очистных сооружений г. Пензы.

В данном разделе приведены также рекомендации по расчету и подбору основных устройств и оборудования, входящих в состав предложенной технологической схемы.

Производственные испытания технологии концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси, были проведены на одном из блоков водопроводных очистных сооружений г. Пензы производительностью 30 тыс. м³ в сутки.

Авторы выражают признательность рецензентам – техническому директору ООО «Горводоканал» П.В. Пивоварову и д.х.н., профессору кафедры «Информационно-вычислительные системы» Пензенского ГУАС А.Н. Кошеву за высказанные замечания и пожелания по рукописи монографии.

Отзывы и пожелания направлять на кафедру ВВГ ПГУАС.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время более двенадцати тысяч городов и населенных пунктов РФ имеют централизованные системы коммунального водоснабжения общей мощностью более 50 млн м³/сут. Источниками водоснабжения, в основном, являются поверхностные воды, доля которых в общем объеме водозабора составляет 68 %, при этом около 30 % воды, забираемой из рек и водохранилищ, подвергается реагентной обработке в целях её очистки от различных примесей.

Для удаления из воды грубодисперсных и коллоидных минеральных примесей, а также значительной части органических и микробиологических загрязнений используются коагулянты. Наиболее распространенным коагулянтом, применяемым на водоочистных станциях (ВОС) населенных пунктов, расположенных в бассейне р. Волги, является сернокислый алюминий (СА), обеспечивающий достаточно стабильные показатели очищенной воды при невысоких эксплуатационных затратах. Однако, данный реагент имеет ряд недостатков, в частности, наблюдается его повышенная чувствительность к колебаниям рН воды, резкое снижение скорости процессов хлопьеобразования при низких температурах в водоисточнике, повышенные концентрации остаточного алюминия в очищенной воде во время паводка.

Разработка новой реагентосберегающей технологии очистки воды поверхностных источников с комплексным использованием коагулянтов ПОХА и СА и применением эффективных методов интенсификации процессов коагуляции является актуальной задачей, решение которой позволит сократить эксплуатационные затраты на водоподготовку при обеспечении высоких качественных показателей очищенной воды.

1. ПРИМЕСИ ПРИРОДНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД, ИХ ВЛИЯНИЕ НА ВЫБОР МЕТОДА ВОДОПОДГОТОВКИ. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ КОАГУЛЯНТОВ ПРИ ОЧИСТКЕ ВОД ПОВЕРХНОСТНЫХ ИСТОЧНИКОВ ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА

1.1. Классификация примесей воды. Современные методы и процессы обработки воды

Природная вода представляет собой многокомпонентную динамическую систему, в состав которой входят газы, минеральные и органические вещества, находящиеся в истинно растворенном, коллоидном и взвешенном состояниях, а также микроорганизмы. В виде ионов, недиссоциированных молекул, коллоидов и взвесей в природных водах содержится свыше 50 элементов, однако только некоторые из них, наиболее важные, обычно встречаются в значительных количествах.

Из веществ, диссоциирующих в водных растворах на ионы, в воде растворяется большинство минеральных солей, кислот и гидроксидов. Наиболее распространены в природных водах гидрокарбонаты, хлориды и сульфаты щелочноземельных и щелочных металлов, в меньшей мере – их нитраты, нитриты, силикаты, фториды, фосфаты и др.

Значительным поставщиком органических веществ в природную воду является почвенный гумус, продукты жизнедеятельности и разложения растительных и животных организмов, сточные воды бытовых и промышленных предприятий.

Наличие в воде взвешенных веществ свидетельствует о её загрязненности твердыми нерастворимыми примесями – частицами глины, песка, ила, водорослей и другими веществами минерального или органического происхождения.

Необходимость очистки воды от загрязнений возникает в том случае, когда качество воды природных источников не удовлетворяет предъявляемые к нему требования. Несоответствие качества воды источника требованиям потребителя определяет выбор методов обработки воды.

Наиболее общими и характерными признаками загрязняющих воду веществ (по Л.А. Кульскому) являются формы нахождения их в воде. Поэтому в основу принципа группировки примесей и технологических приемов водоочистки Л.А. Кульским положено понятие об их физико-химическом состоянии в воде. Это состояние в известной степени характеризуется дисперсностью веществ и определяет закономерности, которым подчиняются протекающие в этой среде процессы [60].

Данный принцип позволяет объединить в несколько групп разнообразные по химическим и физическим характеристикам примеси природных, технических и сточных вод и дать научное обоснование технологическим приемам водообработки. Исходные его положения могут быть сформированы следующим образом:

1. Фазово-дисперсное состояние примесей воды обуславливает их поведение в процессе водообработки.

2. Каждому фазово-дисперсному состоянию примесей отвечает соответствующая совокупность методов воздействия, позволяющая достичь требуемых качественных показателей воды (кондиций) изменением этого состояния или без изменения его.

На этой основе все многообразие загрязнений (примесей) природных и промышленных вод объединено в четыре группы с общим для каждой группы набором методов водоочистки, определяемым формой нахождения примесей в воде.

К первой группе примесей воды относятся взвешенные в воде вещества (от тонких взвесей до крупных частиц). Сюда относятся также бактериальные микроорганизмы и другие биологические загрязнения (например, планктон)

Для удаления из воды гетерофазных примесей I группы, имеющих размеры частиц от 10^{-2} см до 10^{-4} см, рекомендуются следующие процессы: механическое разделение в гравитационном поле или под действием центробежных сил, а также фильтрование через пористые загрузки и мелкие сетки; адгезия на высокодисперсных и зернистых материалах, а также гидроксидах алюминия или железа и глинистых материалах; агрегация флокулянтами для патогенных микроорганизмов – бактерицидное воздействие.

Комплекс очистных сооружений, обеспечивающий протекание большинства перечисленных процессов, включает в себя все необходимые типовые элементы, а именно: смесители, камеры хлопьеобразования, отстойники (осветлители), фильтры – при двухступенчатой схеме очистки, контактные осветлители, или контактные фильтры, – при одноступенчатой схеме.

Вторая группа примесей воды, представляя собой разные типы гидрофильных и гидрофобных коллоидных систем, высокомолекулярные вещества и детергенты, способные в зависимости от условий менять свою агрегативность.

Для устранения микрогетерофазных примесей II группы с размерами частиц от 10^{-5} до 10^{-6} см более характерны процессы окисления органических коллоидных веществ и высокомолекулярных соединений, адгезия и адсорбция их на гидроксидах алюминия и железа, агрегация флокулянтами катионного типа и др.; для вирусов – вирулицидное воздействие хлором, озоном и другими окислителями.

Как и в случае примесей I группы, комплекс очистных сооружений, необходимых для осуществления этих процессов, состоит из типовых элементов, используемых в двух- или одноступенчатых схемах очистки воды.

Для молекулярно растворенных веществ с размерами дисперсной фазы 10^{-6} до 10^{-7} см, входящих в III группу, применимы следующие процессы: десорбция летучих соединений; окисление органических веществ; адсорбция на активированном угле и других сорбентах; экстракция органическими растворителями; отгонка паром – эвапорация и др. Методы удаления таких примесей специфичны и поэтому здесь используется аппаратура специального назначения.

Для четвертой группы примесей, представляющих собой электролиты (соли, кислоты, основания со степенью дисперсности 10^{-7} - 10^{-8} см), техника очистки воды сводится к связыванию подлежащих устранению ионов в малорастворимые и малодиссоциированные соединения при помощи добавляемых в воду реагентов. Применяются также гиперфильтрация и сепарация ионов при различном фазовом состоянии воды.

По природе растворенных солей поверхностные источники подразделяются на гидрокарбонатные, сульфатные и хлоридные. Реки Волжского бассейна относятся к гидрокарбонатному классу и характеризуются среднегодовой мутностью от 1,6 до 60 мг/л, цветность от 6 до 100 град и перманганатной окисляемостью от 3 до 16 мг O_2 /л [36]. Река Сура, находящаяся в Волжском бассейне, является источником водоснабжения для целого ряда населенных пунктов Среднего Поволжья, в том числе для г. Пензы.

Основным источником водоснабжения г. Пензы является водохранилище на р. Сура, образованное в 1979 году с целью регулирования стока р. Суры для гарантированного обеспечения потребностей в воде населения и промышленности города.

Площадь зеркала воды в водохранилище 110 км² при длине 32 км и средней глубине 5,1 м (наибольшая глубина 16 м). Длина плотины 2875 м. Длительность ледостава до 140 дней в году. Вскрытие зеркала воды происходит в апреле-мае.

Качество воды Сурского водохранилища (таблица 1.1) характеризуется значительными колебаниями содержания взвешенных веществ. Так, мутность воды в зимний период в основном составляет от 1,0 до 3,56 мг/л, а в летний – от 2,4 до 6,32 мг/л, в паводковый и осенний периоды содержание взвешенных веществ (представляющих собой в основном мелкодисперсные иловые частицы) увеличивается до 80-107 мг/л.

Цветность воды меняется незначительно и в основном не превышает 25-29 градусов, увеличиваясь в паводок до 35-40 градусов. Окисляемость составляет 2,8-6,56 мг/л, повышаясь в весенний паводковый период до 9,5 мг/л. Щелочность воды находится в пределах 1,6-2,85 мг-экв/л, понижаясь в весенний паводок до 0,8 мг-экв/л. По химическому составу

воды источника относится к маломинерализованной (общее содержание 126-288 мг/л).

Таким образом, по своему качеству вода источника может быть отнесена к среднемумутной и малоцветной. При таком качестве воды величина дозы коагулянта в основном определяется содержанием взвешенных веществ.

В период с июня по октябрь отмечается наличие в исходной воде фито и зоопланктона в количестве от 17666 до 1466520 ед./л.

Что касается других показателей качества воды, то уровень содержания химических и органических веществ в ней значительно ниже регламентируемых нормативами значений.

Т а б л и ц а 1 . 1

Качество воды водоисточника г. Пенза (Сурское водохранилище)
по основным показателям за 2008-2009 годы

Показатели	Единицы измерения	Зима	Весна	Паводок	Лето	Осень
Мутность	мг/л	0,95-3,56	1,00-1,96	14,5-107	2,49-6,32	2,6-7,9
Цветность	град	11-17	10-15	20-40	10-25	16-25
рН	-	7,3-8,1	7,5-7,7	7,4-8,1	7,7-8,3	7,85-8,2
Окисляемость перманганатная	мг О ₂ /л	2,8-4,64	3,2-4,16	4,0-9,5	4,32-6,56	3,84-5,3
Щелочность	мг-экв/л	2,45-2,85	2,70-3,15	0,8-2,1	1,6-2,4	2,15-2,55
Железо	мг/л	0,1-0,25	0,1-0,14	0,20-0,75	0,16-0,39	0,11-0,28
Фтор	мг/л	0,19-0,29	0,21-0,25	0,17-0,28	0,18-0,25	0,19-0,25
Алюминий	мг/л	0,010-0,073	0,023-0,064	0,041-0,062	0,008-0,073	0,032-0,074
Фенольный индекс	мг/л	0,004-0,032	0,0-0,026	0,0-0,031	0,0-0,027	0,0-0,021

Таким образом, по своему качеству вода источника может быть отнесена к среднемумутной и малоцветной. При таком качестве воды величина дозы коагулянта в основном определяется содержанием взвешенных веществ.

В период с июня по октябрь отмечается наличие в исходной воде фито и зоопланктона в количестве от 17666 до 1466520 ед/л.

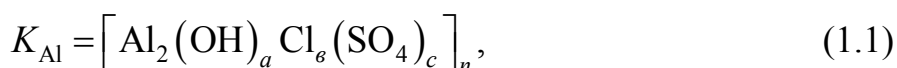
Что касается других показателей качества воды, то уровень содержания химических и органических веществ в ней значительно ниже регламентируемых нормативами значений.

Согласно вышеуказанной классификации примесей по Л.А. Кульскому для обработки сурской воды используются процессы коагуляции и флокуляции гетерофазных частиц. В состав водоочистных сооружений (ВОС) на двух площадках (Кирпичная и Подгорная) входят смесители, камеры хлопьеобразования, отстойники (или осветлители со взвешенным осадком) и скорые фильтры. При нормальном режиме работы сооружений

первой и второй ступеней очистки природной воды, качество водоподготовки во многом определяется правильным выбором реагентов (прежде всего, коагулянтов), режимами их ввода и перемешивания с обрабатываемой водой.

1.2. Современные минеральные коагулянты. Их свойства и область применения

В настоящее время на водоочистных станциях РФ большое распространение получили коагулянты на основе алюминия и железа, причем преобладающий объем реагентов выпускается на основе алюминия. Все коагулянты алюминиевой основы, имеющие рН растворов менее 4 [23], можно представить общей химической формулой:



где $a + b + c = 6$.

Частные случаи для формулы (1.1) при различных сочетаниях коэффициентов a, b и c показаны в табл. 1.2

Т а б л и ц а 1.2

Виды алюминиевых коагулянтов

$c=0$	$[Al_2(OH)_a Cl_b]_n$	$a+b=6$	Полиоксихлорид алюминия (ПОХА)
$b=0$	$[Al_2(OH)_a (SO_4)_c]_n$	$a+c=6$	Полиоксисульфат алюминия (ПОСА)
$a=0$	$[Al_2 Cl_b (SO_4)_c]_n$	$b+c=6$	Полихлорсульфат алюминия (ПХСА)
$c=0, a=0$	$AlCl_3$		Хлорид алюминия (ХА)
$b=0, a=0$	$Al_2(SO_4)_3$		Сульфат алюминия (СА)

В практике водоочистки в последние годы часто используются гидроксихлориды алюминия (ГОХА) и оксихлориды алюминия (ОХА), являющиеся аналогами ПОХА. Известны случаи использования гидроокосульфата алюминия (ГОХСА), являющегося аналогом ПХСА.

На территории Российской Федерации в настоящее время данные виды коагулянтов выпускают более 30 производителей. Наиболее широко применяемым коагулянтом в практике водоподготовки является серно-кислый алюминий (СА).

Безводный сульфат алюминия – белый порошок с плотностью 2710 кг/м³. Плотность раствора сульфата алюминия в интервале температур $50 \leq t \leq 95$ °С и области концентраций $0,049 \leq C \leq 0,305$ кг/кг раствора

является приближенно линейной функцией указанных аргументов и описывается уравнением

$$\rho = 1011,7 + 1271,6C - 0,663t \quad (1.2)$$

Сульфат алюминия выпускается в форме неслеживающихся пластин, брикетов, кусков неопределенной формы и разного размера массой не более 10 кг белого цвета с содержанием 15-16 % Al_2O_3 . В небольших количествах сульфат алюминия поставляется потребителю в виде раствора, содержащего 6,7-7,7 % Al_2O_3 , а также в виде неочищенного продукта, представляющего собой смесь сульфата алюминия и нерастворимого остатка, преимущественно диоксида кремния.

Состав продуктов гидролиза СА значительно изменяется в зависимости от рН воды. Соотношение различных соединений алюминия в получающихся при различных значениях рН осадках, по данным О.И. Мартыновой [70,71], представлены на рис. 1.1.

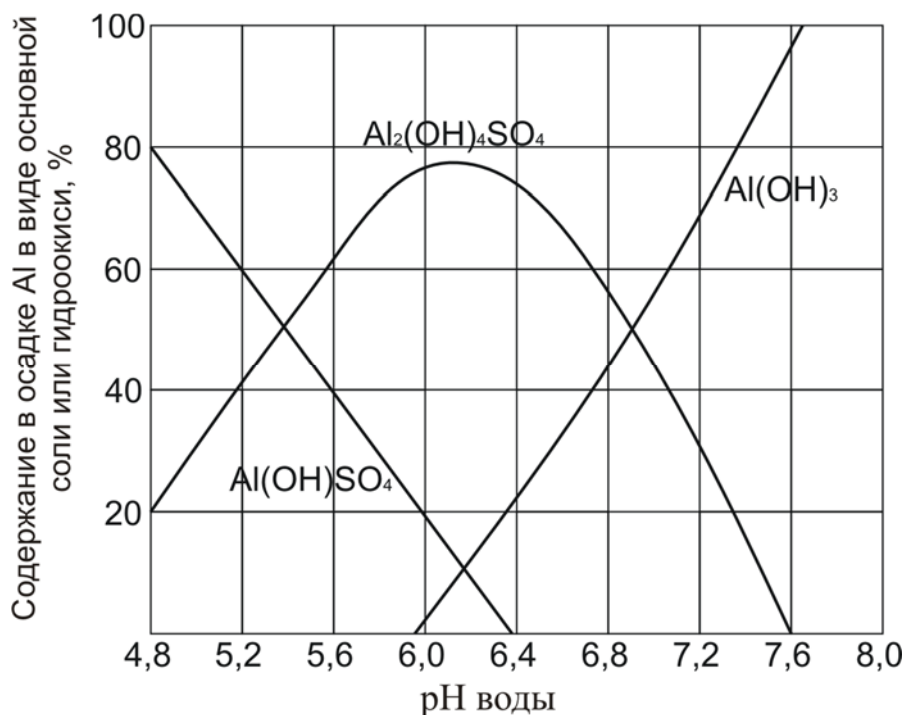


Рис. 1.1. Соединения алюминия в осадках, образующихся при различных значениях рН воды

Коллоидные частицы гидроксида и основных солей алюминия в нейтральной и слабокислой среде вследствие сорбции катионов водорода и алюминия имеют положительные заряды. Поэтому процесс коагуляции этих коллоидов улучшается при увеличении концентрации в воде поливалентных анионов, в частности SO_4^{2-} , которые для положительно заряженных коллоидов являются противоионами (рис. 1.2). Повышение

концентрации в воде одновалентных анионов, например Cl^- , в значительно меньшей степени, стимулирует коагуляцию.

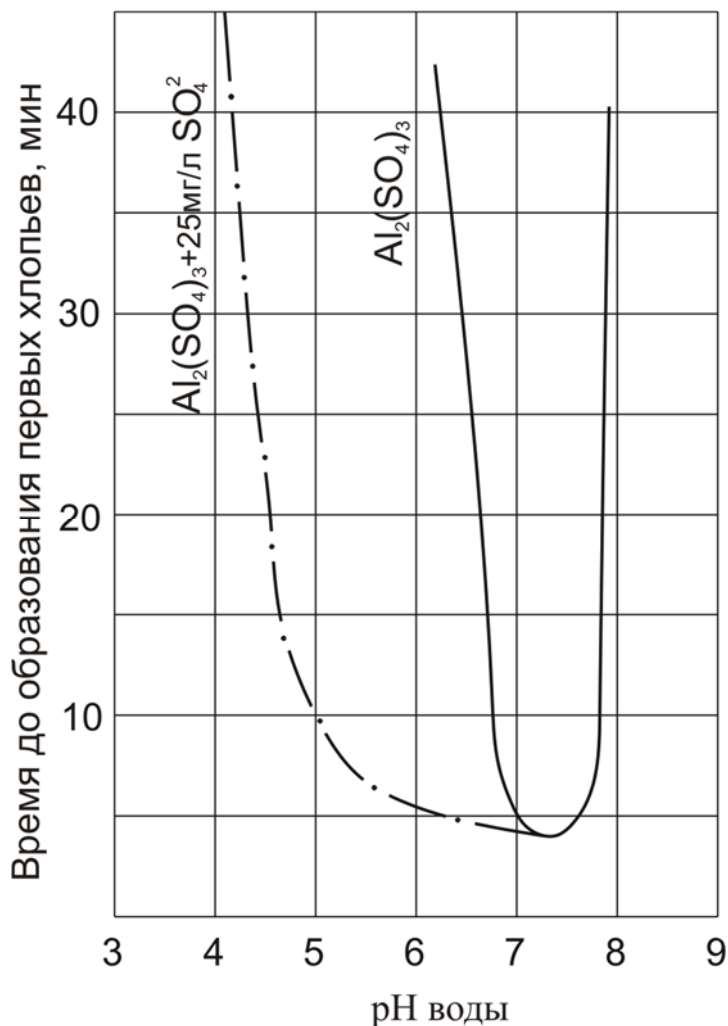


Рис. 1.2. Скорость коагуляции коллоидных соединений алюминия в зависимости от величины pH воды и концентрации ионов SO_4^{2-} [4]

При высоких значениях pH коллоидные частицы гидроокиси алюминия имеют отрицательные заряды за счет сорбции алюминатных ионов AlO_2^- , и в этом случае коагуляция стимулируется катионами, лучше поливалентными. При значениях $\text{pH} > 8-8,5$ образуются растворимые алюминаты (AlO_2^-).

При низких значениях pH возможна реакция ионов алюминия с некоторыми органическими соединениями, в частности анионами гуминовых кислот, с образованием малорастворимых соединений, выпадающих в осадок.

В табл. 1.3 приведены расчетные и экспериментально найденные значения pH осаждения из растворов малорастворимых продуктов гидролиза алюминия.

Т а б л и ц а 1.3

Значения рН осаждения и растворения продуктов гидролиза алюминия

Катион	Начало осаждения	Полное осаждение	Начало растворения	Автор, год
Al ³⁺	3,3-4,0	5,2	7,8	Ю.Ю. Лурье, 1971
	3,0	7,0	9,0	И.И. Вадюхин, 1939
	3,9	4,8	-	Н.И. Блок, 1952
	4,4	-	7,8	И.И. Жуков, 1952
	2,5-3,0	6,0	10,0	Л. Кертман, 1937
	4,5	5,5-7,0	8,0	В.А. Клячко, И.Э. Апельцин, 1962

При низких температурах в зимнее время и паводок очистка воды сульфатом алюминия протекает неудовлетворительно: процессы хлопьеобразования и осаждения замедляются, хлопья образуются очень мелкие, в очищенной воде появляются заметные количества остаточного алюминия (вода опалесцирует). Это объясняется изменением вязкости воды. Согласно литературным данным [36], вязкость воды при 1 °С примерно в 2 раза больше, чем при 30 °С. Во столько же раз замедляется и скорость осаждения взвешенных в ней частиц, так как по закону Стокса эти величины обратно пропорциональны друг другу. Некоторые авторы [60,94] объясняют это замедлением самого процесса хлопьеобразования (коагуляции), другие – замедлением скорости гидролиза сульфата алюминия и реакции его с гидрокарбонатами природных вод [21]. Температура значительно влияет на скорость и полноту химических реакций. Это относится и к гидролизу солей алюминия. Однако в данном случае ионный процесс даже при уменьшении скорости реакции протекает настолько быстро, что этот фактор не может явиться препятствием для хлопьеобразования при низких температурах.

Коагуляция частиц в образующейся при гидролизе коллоидной системе – самый медленный процесс, тормозящий осаждение гидроксида алюминия при низких температурах. Объясняется это тем, что при низких температурах замедляется подвижность коллоидных частиц и эффективность их соударения, обуславливающих коагуляцию.

Понижение температуры раствора от 30 до 1 °С, как показывают расчеты, приводит к увеличению времени коагуляции примерно в 1,5 раза вследствие снижения кинетической подвижности частиц и повышения вязкости. Такое снижение подвижности частиц, а следовательно, и числа их соударений не может полностью объяснить наблюдаемое торможение процесса коагуляции золя гидроксида алюминия при низких температурах. В некоторых работах [60, 94] показано, что подвижность частиц в условиях низких температур больше всего снижается в результате увеличения степени их гидратации, способствующей росту размеров частиц. С повышением степени гидратации частиц число их эффективных

столкновений уменьшается, что приводит к коагуляции, и система становится более стабильной. Сравнение объемов осадков гидроксида алюминия при 2 и 20 °С показало увеличение его объема при более низкой температуре, а следовательно, и степени гидратации частиц, что связано с рыхлой (типа льда) структурой воды при температуре ниже 4 °С.

Результаты технико-экономических расчетов по применению в процессах водоподготовки некоторых отечественных коагулянтов показал, что альтернативным реагентом сернокислому алюминию по стоимости и эффективности работы является полиоксихлорид алюминия марки «АКВА-АУРАТ» [1, 18, 25, 36, 82].

Полиоксихлориды алюминия производятся в двух товарных формах: в виде растворов («АКВА-АУРАТ™10», «АКВА-АУРАТ™14», «АКВА-АУРАТ™ 18») и в виде кристаллического порошка («АКВА-АУРАТ™ 30»). Физико-химические показатели качества продукции, выпускаемой под торговой маркой «АКВА-АУРАТ» (ТУ 6-09-05-1456-96) представлены в табл. 1.4.

Т а б л и ц а 1 . 4

Физико-химические показатели качества «АКВА-АУРАТ»

Наименование показателей	Норма для марки			
	«АКВА-АУРАТ™10»	«АКВА-АУРАТ™14»	«АКВА-АУРАТ™ 18»	«АКВА-АУРАТ™ 30»
Массовая доля оксида алюминия (Al ₂ O ₃), %	10,0 ± 0,6	13,6 ± 0,5	17,0 ± 0,5	30,0 ± 3,0
Массовая доля хлора (Cl), %	13,0 ± 2,0	22,0 ± 2,0	21,0 ± 2,0	35,0 ± 5,0
Плотность (при 20 °С), г/см ³	1,24 ± 0,02	1,33 ± 0,03	1,36 ± 0,02	-

Высокой коагулирующей способностью обладают оксихлориды (ОХА) и гидроксихлориды алюминия (ГОХА) производства ОАО «Сорбент» (г. Пермь). В зависимости от содержания гидроксид-иона полиоксихлориды алюминия имеют разную основность, которая определяется по формуле [100]:

$$\% = \frac{[\text{OH}^-]}{3[\text{Al}^{3+}]} \cdot 100\% \quad (1.3)$$

где $[\text{OH}^-]$ – содержание гидроксид – иона;

$[\text{Al}^{3+}]$ – содержание алюминия в товарном продукте.

Основность выпускаемых в нашей стране коагулянтов ПОХА (ГОХА, ОХА) находится в пределах от 40 до 80 %.

Практический опыт применения полиоксихлоридов алюминия и результаты исследований показали, что кислотность и коррозионная активность его водных растворов ниже по сравнению с водными растворами

сульфата алюминия при одинаковых концентрациях в них Al_2O_3 от 2 до 8 % (табл. 1.5).

Т а б л и ц а 1 . 5

Показатели кислотности растворов коагулянтов

Концентрация Al_2O_3 в растворе	рН растворов	
	Сульфат алюминия	ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30»
2	2,4-3,2	3,6
4	1,9-2,8	3,3
6	1,6-2,6	3,1
8	1,4-2,4	2,8

Лабораторные и производственные испытания полиоксихлоридов алюминия показали их высокую эффективность при очистке поверхностных вод в различных регионах страны [24, 66, 68, 69, 73, 84, 85, 91].

В качестве железосодержащих коагулянтов для водоподготовки в питьевом и техническом водоснабжении России применяются [43]:

- хлорид железа (III) $FeCl_3 \cdot 6H_2O$;
- сульфат железа (II) $FeSO_4 \cdot 7H_2O$;
- сульфат железа (III) $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 2H_2O$;
- хлорированный железный купорос $Fe_2(SO_4)_3 + FeCl_3$.

К преимуществам коагулянтов на основе железа по сравнению с солями алюминия относятся:

1. Лучшее их действие при низких температурах обрабатываемой воды.
2. Более широкая зона оптимальных значений рН среды.
3. Способность устранять запахи и привкусы, обусловленные присутствием сероводорода, удалять марганец, сорбировать соединения меди и мышьяка, катализировать окисление фенола и других органических соединений.

Среди недостатков солей железа отмечаются следующие:

1. Образование при реакции катионов железа с некоторыми органическими соединениями сильно окрашенных растворимых комплексов.
2. Сильные кислотные свойства, корродирующее действие на аппаратуру.
3. Менее развитая поверхность хлопьев.
4. Необходимость добавления извести или хлора для окисления Fe^{2+} при использовании солей закисного железа. В противном случае хлопьеобразование сильно замедляется (например, при содержании 52% Fe^{2+} в смеси с Fe^{3+} скорость протекания коагуляции примерно в 2,5 раза ниже, чем при отсутствии Fe^{2+}).

5. Наилучшая коагуляция примесей воды солями железа имеет место при рН 3,5-6,5 или 8,0-11,0, что требует дополнительного подкисления или подщелачивания.

По мнению ряда авторов [43, 60, 96] эти недостатки в значительной мере устраняются при добавлении сульфата алюминия. Смешанный алюмо-железный коагулянт готовят из растворов СА и хлорного железа. Рекомендуемое соотношение FeCl_3 и $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ может находиться в пределах от 1:1 до 2:1. Составные части коагулянта можно вводить как раздельно, так и предварительно смешивая растворы.

1.3. Оценка эффективности использования алюмо- и железосодержащих коагулянтов для очистки поверхностных вод Волжского бассейна

На большинстве водопроводных очистных сооружениях городов, расположенных в бассейне р. Волги, в качестве основного реагента для очистки воды поверхностных источников используется сернокислый алюминий $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O}$. Данный реагент имеет ряд недостатков, в частности, наблюдается замедленное хлопьеобразование в холодной воде и высокие концентрации остаточного алюминия в очищенной воде во время паводка, что требует нахождения альтернативных реагентов. Авторами в лаборатории водопроводных очистных сооружений ООО «Горводоканал» г. Пензы были проведены сравнительные испытания сульфата алюминия и железосодержащих коагулянтов по удалению мутности и цветности из воды Сурского водохранилища, являющегося основным источником водоснабжения города.

В качестве железосодержащих коагулянтов использовались хлорид железа $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (в смеси 1:1 с сульфатом алюминия), реагенты финского производства ОКАФ (1) и ОКАФ (2) с содержанием Fe_2O_3 соответственно 14,8 и 34,9%, а также сульфат железа $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$.

Первая серия опытов была проведена в марте 2009 г. при температуре исходной воды + 2,5 °С и рН=7,5. Время перемешивания воды с реагентами в лабораторном цилиндре составляло 2 мин, далее каждая проба отстаивалась в течение 2 часов. После отбора осветленной воды из верхней части цилиндра производились ее анализы на мутность и цветность, а также на содержание остаточного алюминия и железа. В течение всего времени отстаивания температура воды исследуемых проб поддерживалась постоянной за счет погружения лабораторных цилиндров в ледяную ванну.

Дозы реагентов $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, ОКАФ (1), ОКАФ (2) и $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ принимались равными 4 мг/л по товарному продукту, доза $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ в смеси с сернокислым алюминием – 1,5 мг/л по безводному продукту.

Подщелачивание воды, обработанной коагулянтами, не проводилось. Результаты экспериментов представлены в табл. 1.6 [29].

Т а б л и ц а 1 . 6

Данные пробного коагулирования воды в первой серии экспериментов

Параметры	Исход- ная вода	Коагулянты				
		$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O}$	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O} + \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	ОКАФ (1) ($\text{Fe}_2\text{O}_3=14,8\%$)	ОКАФ (2) ($\text{Fe}_2\text{O}_3=34,9\%$)	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
1	2	3	4	5	6	7
Мутность, мг/л	0,91	0,57	0,97	1,25	1,19	1,42
Цветность, град	8	5	12	10	16	16
Al, мг/л	0,008	0,093	0,068	0,074	0,028	0,005
Fe, мг/л	0,14	0,13	0,69	0,48	0,93	0,97

Вторая серия экспериментов была проведена в конце апреля 2009 г. во время весеннего паводка. Температура исходной воды составляла + 5 °С, рН=7,6. Дозы коагулянтов $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, ОКАФ (1), ОКАФ (2) и $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ принимались равными 40 мг/л по товарному продукту, доза хлорного железа – 5,8 мг/л по безводному продукту. Во все пробы добавлялся флокулянт – полиакриламид-гель (ПАА) с дозой 0,17 мг/л. Подщелачивание воды в данной серии экспериментов также не проводилось.

Для поддержания постоянной температуры исследуемых проб лабораторный цилиндр погружался в ванну с проточной водой. Результаты анализов исходной и осветленной воды после двухчасового отстаивания показаны в табл. 1.7.

Т а б л и ц а 1 . 7

Данные пробного коагулирования воды во второй серии экспериментов

Параметры	Исход- ная вода	Коагулянты				
		$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O}$	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O} + \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	ОКАФ (1) ($\text{Fe}_2\text{O}_3=14,8\%$)	ОКАФ (2) ($\text{Fe}_2\text{O}_3=34,9\%$)	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
1	2	3	4	5	6	7
Мутность, мг/л	31,2	2,4	3,13	5,3	7,91	13,3
Цветность, град	25	10	21	40	52	45
Al, мг/л	0,12	0,48	0,49	0,86	0,21	0,068
Fe, мг/л	0,18	0,15	0,63	2,87	4,18	4,42

Анализ экспериментальных данных показывает, что по степени удаления взвешенных веществ и цветности из воды сернокислый алюминий

является более эффективным реагентом по сравнению с железосодержащими коагулянтами, при использовании которых наблюдалась значительное превышение (до 14 раз) ПДК по остаточному железу. Однако, в паводковый период содержание остаточного алюминия при использовании $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ находится в области предельно допустимых значений (ПДК < 0,5 мг/л), что диктует необходимость дальнейшего поиска альтернативных реагентов для очистки воды.

В качестве альтернативы использованию СА при коагуляционной очистке воды рек Волжского бассейна был исследован оксихлорид алюминия (ОХА) [45, 49, 57, 83, 98].

Оценка эффективности ОХА по сравнению с СА проводилась на многих водопроводных станциях с целью интенсификации процесса коагуляционной очистки воды. В частности, исследования проводили в характерные периоды года на воде рек Волги, Которосли, Оки, Камы (Воткинское водохранилище) [1, 18, 22, 25, 35, 37, 45, 83, 92, 98].

В исследованиях помимо СА, ОХА пермского ОАО «Сорбент» и ПОХА московского ОАО «АУРАТ» использовали коагулянты PAX, ALG (на основе сульфата алюминия) и AVR (смешанный коагулянт, содержащий 13,5 % Al_2O_3 и 0,3 % Fe_2O_3) производства финской фирмы «Кемира», а также катионный коагулянт – флокулянт КФ.

На рис. 1.3 показаны графики изменения оптической плотности воды после обработки различными коагулянтами.

При очистке воды р. Кама (Воткинское водохранилище) в летний период (рис. 1.3, а) осветление воды проходило достаточно эффективно со всеми вида-

ми коагулянтов. Однако при использовании ОХА образующиеся хлопья были более рыхлыми и к концу отстаивания начинали всплывать, при этом увеличивалась мутность осветленной воды. В паводковый период при очистке прудовой воды на водопроводной станции г. Ижевска (см. рис. 1.3, б) наблюдалась иная картина: наиболее эффективное осветление воды отмечалось при использовании ОХА (66 %) по сравнению с СА (37 %); композиционный коагулянт-флокулянт КФ в данном случае был малоэффективен.

Аналогичные результаты получили при очистке воды р. Волги в паводковый период (см. рис. 1.3, в), где исследовали ОХА Пермского завода. Мутность осветленной воды, обработанной ОХА, была вдвое меньше, чем при использовании СА. Особенно ощутимо преимущество ОХА отмечалось в зимний период и паводок при низкой температуре и щелочности воды, когда для повышения скорости коагуляции было необходимо повысить дозу коагулянта СА, а при дефицитной дозе коагулянта процесс хлопьеобразования и осветления воды проходил вяло (см. рис. 1.3, г).

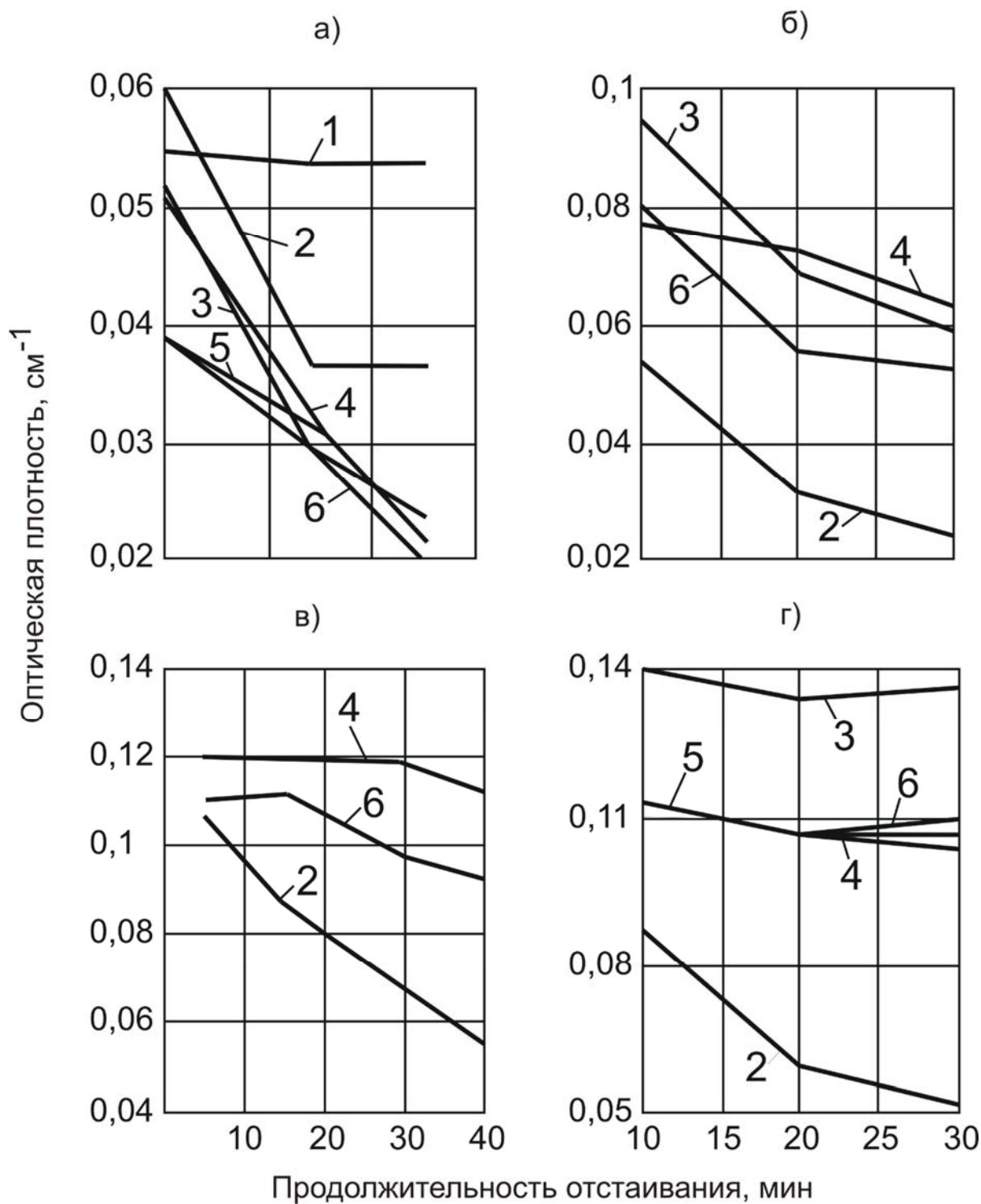


Рис. 1.3. Влияние вида коагулянта на процесс осветления воды при отстаивании [35]:
 а – Воткинское водохранилище на р. Каме (летний период); б – пруд г. Ижевска (паводковый период); в – р. Волга (паводковый период); г – р. Волга (зимний период); 1 – PAX; 2 – OXA; 3 – AVR; 4 – КФ; 5 – ALG; 6 – СА

Обширные исследования были проведены в г. Ярославле на воде рек Волги и Которосли [37]. Наибольшие трудности при очистке воды р. Волги отмечались в зимний период при цветности исходной воды 68-70 град, мутности 1,4-1,6 мг/л, перманганатной окисляемости 13-14,5 мг/л и температуре воды 0,2 °С. Доза коагулянта на станции составляла 13-15 мг/л по Al_2O_3 , цветность очищенной воды изменялась от 14 до 20 град, мутность (1,4-1,5 мг/л) и концентрация остаточного алюминия (0,33-0,49 мг/л) были на уровне ПДК.

На основании результатов пробного коагулирования необходимая доза коагулянта (СА) в данный период составляла 16 мг/л. Только при этой дозе СА, цветности 10 град и мутности 0-0,1 мг/л перманганатная окисляемость не превышала ПДК и отмечалась на уровне 4,9 мг/л, а концентрация остаточного алюминия менее 0,1 мг/л.

При сравнении коагулянтов СА и ОХА наибольшая эффективность очистки отмечалась при использовании ОХА: качество очищенной воды, обработанной ОХА, характеризовалась меньшими значениями мутности, цветности и концентрации остаточного алюминия. Стабильные результаты при использовании ОХА были получены при дозах коагулянта 12-13 мг/л (по Al_2O_3).

В табл. 1.8 представлены сравнительные данные некоторых исследуемых коагулянтов при очистке рек Волги и Которосли.

Результаты исследований показывают, что ОХА (по сравнению с СА) позволяет получить необходимое качество очищенной воды по мутности, цветности, содержанию остаточного алюминия при дозе коагулянта на 20-30 % меньше. В то же время при одинаковой дозе коагулянтов применение ОХА существенно повышает глубину очистки воды по органическим загрязнениям, характеризуемым перманганатной окисляемостью, а также по мутности, цветности и концентрации остаточного алюминия.

Во многих случаях при высоких дозах СА значения рН воды уменьшается до 6,5, что приводит к повышению коррозионной активности обработанной воды. При использовании ОХА щелочность воды и рН изменяются незначительно, что важно при очистке воды с низкой щелочностью, так как исключается необходимость подщелачивания воды.

Улучшение эффективности удаления загрязнений при использовании полиоксихлоридов алюминия по сравнению с СА в процессах очистки воды рек Волжского бассейна также отмечается в ряде публикаций [18, 22, 25, 58, 92,]. В данных работах подчеркиваются следующие преимущества ОХА (ПОХА) по сравнению с коагулянтом СА:

- выше качество очищенной воды по мутности и цветности;
- содержание остаточного алюминия в воде значительно ниже ПДК;
- в некоторых случаях обеспечивается более глубокое удаление органических загрязнений (на 10-20 %), характеризуемых показателем перманганатной окисляемости;

Таблица 1.8

Экспериментальные данные по очистке воды поверхностных источников различными коагулянтами

Время года	Коагулянт	Доза коагулянта, мг/л	Цветность, град	Мутность, мг/л	рН	Щелочность, мг-экв/л	Перманганатная окисляемость, мг/л	Остаточный алюминий, мг/л
р. Волга								
Зима	Исходная вода		68	1,5	7,7	2,06	13,7	-
	СА		14		6,5	1,3	6	0,12
	ALG		11		6,6		5,6	0,08
	AVR	15	7	0	6,4	1,2	4,3	0,04
	ОХА		8		7		4	0,06
	ПОХА		7		6,9	1,7		0,04
	СА		22	0,87	6,8	1,52	7,1	0,54
	ALG			1,1	6,9	1,56	7	0,73
	AVR	12	18	0,56	6,8	1,54	5,9	0,3
	ОХА		12		7,3	1,92	5,7	0,03
	ПОХА		13	0	7,2	1,9	5,8	0,02
р. Которосль								
Весна	Исходная вода		49	20,5	7,3	1,28	14,6	-
	СА		21	0,68	6,7	1,06	6,6	0,25
	ALG		22	0,87		1	6,8	0,3
	AVR	7	21	1,15	6,9	1,02	5,1	0,15
	ОХА		18	0,4	7,2	1,14		0,1
	ПОХА		19	0,3	7,1	1,1	5,2	0,08

Примечание. ОХА – реагент пермского завода 2/3 основной, Al₂O₃ – 9 % (гель); ПОХА – реагент московского завода, Al₂O₃ – 30 % (сухой).

– основная природа ПОХА (изначальная степень гидролиза = 43 %) предопределяет более быстрые и полные гидролитические превращения соли с формированием в ядре золя полимерных фрагментов катионов алюминия. Скрытая стадия коагуляции (потеря устойчивости, агрегация золя в коагуляты) может затягиваться для сернокислого алюминия в холодной воде до 15-30 мин, а для ПОХА – не более 10 мин;

– выше эффективность осветления воды в отстойниках, что в свою очередь, уменьшает нагрузку на фильтровальные сооружения;

– увеличивается продолжительность фильтроцикла скорых фильтров;

– практически не изменяются рН и щелочность воды; диапазон оптимальных значений рН природной воды значительно шире;

– вода, обработанная ОХА, обладает меньшей коррозионной активностью по отношению к водопроводным трубам, что исключает необходимость применения стабилизационной обработки воды.

Одним из наиболее существенных недостатков полиоксихлоридов алюминия является их высокая стоимость (в 4-6 раз выше, чем у сульфата алюминия), приводящая к увеличению расходов на водоподготовку. Данный факт является серьезным сдерживающим условием для широкого распространения коагулянтов ПОХА (ОХА). Поэтому в последние годы определенное внимание уделяется вопросом совместного использования оксихлоридов и сульфата алюминия для обеспечения эффективной коагуляционной очистки природных вод с невысокими эксплуатационными затратами. При совместном использовании ПОХА (ОХА) и СА имеет место синергетический эффект положительного влияния на процесс коагуляции ионов SO_4^{2-} и Cl^- .

Авторы работы [58] проводили исследования технологии очистки воды, основанной на раздельном вводе коагулянтов ПОХА и СА.

Пробное коагулирование и выявление синергетического эффекта очистки воды р. Вологды проводили с использованием коагулянтов «АКВА-АУРАТ™ 30» и сульфата алюминия. Для создания условий раздельного ввода коагулянтов использовали два мерных цилиндра объемом по 0,5 л, заполненных исходной водой, в один из цилиндров вводили заданную дозу коагулянта «АКВА-АУРАТ™ 30», в другой – сульфата алюминия. Содержимое цилиндров перемешивали в течение двух минут. Затем воду объединяли в цилиндре объемом 1 л и вводили в него 0,3 мг/л флокулянта ПАА. Полученную смесь перемешивали в течение одной минуты и ставили на отстаивание и осветление. Визуально наблюдали за протеканием процесса коагуляции (хлопьеобразование, величина частиц и объем осадка).

Сравнение эффективности очистки воды данным методом проводили пробной коагуляцией с использованием этих же коагулянтов, введенных в очищаемую воду традиционным способом. Результаты наблюдений и данные экспериментов представлены в табл. 1.9.

Таблица 1.9

Показатель	Суммарная доза коагулянта (доза флокулянта), мг/л					
	СА 18 (0,3)	А-А 18 (0,3)	А-А+СА 18 (0,3)	А-А+СА 11 (0,3)	А-А+СА 9 (0,3)	А-А+СА 7 (0,3)
Начало хлопьеобразования	Хлопья образовались через 30 мин	Хлопья образовались через 10 мин	Хлопья образовались через 5 мин	Хлопья образовались через 5 мин	Хлопья образовались через 1 час	
Характеристика хлопьев	Хлопья средние					Хлопья мелкие
Осаждение (начало и через 30 мин)	Осаждения нет	Осаждение началось через 10 мин	Осаждение началось через 15 мин	Осаждения нет	-	-
Осаждение через 60 мин	Осветление медленное	Осветлилась 1/3	Осветлилась 2/3	Осветления нет	-	-
Полное осветление, ч	2	2	1,5	2,5	3,5	3,5
Цветность, град	9,1	8,1	7,8	9,3	10,6	12
Мутность, ЕМФ	0	0,34	0	0	0	0,11
Щелочность, мг-эquiv/л	4,7	5	5	4,9	5,1	5,1
Щелочная разность, мг-эquiv/л	1,1	0,4	0,8	0,9	0,7	0,7
Остаточный алюминий, мг/л	0,05	0,16	0,044	0,04	0,021	0,04
рН	7,39	7,39	7,64	7,59	7,44	7,5

Примечания: 1. Исходные данные: источник – р. Вологда, цветность 29,5 град, мутность 2,49 ЕМФ, щелочность 5,85 мг-эquiv/л, температура 0 °С, рН 7,42, доза хлора 4 мг/л.

2. Дозы коагулянта «АКВА-АУРАТTM 30» (А-А) и сульфата алюминия (СА) определялись по Al₂O₃.

3. Доза флокулянта ПАА 0,3 мг/л.

Из табличных данных следует, что процесс очистки воды проходит значительно интенсивнее с использованием двух коагулянтов с отдельными точками их ввода. Это может служить подтверждением синергетического эффекта в отличие от процесса коагуляции, проходящего традиционным способом с применением только одного из коагулянтов. Суммарная доза коагулянтов «АКВА-АУРАТ™ 30» и сульфата алюминия, равная 18 мг/л по Al_2O_3 , позволяет ускорить процесс очистки воды на 25-30 %, и улучшить экономические показатели и интенсифицировать отдельные стадии процесса.

При производственных испытаниях с внедрением лабораторных данных в разных точках водного потока были установлены два дозатора коагулянтов, схема расположения которых представлена на рис. 1.4. Подачу флокулянта проводили третьим дозатором. Суммарная рабочая доза коагулянтов «АКВА-АУРАТ™ 30» и сульфата алюминия по Al_2O_3 составляла 18 мг/л, флокулянт (ПАА) вводили дозой 0,3 мг/л.

Данные производственных испытаний [58] показали, что при совместном использовании ПОХА и СА происходит некоторое улучшение качества очистки по мутности и цветности по сравнению с коагулянтом СА, вводимым с той же дозой, что тем не менее, не привело к повышению экономических показателей водоподготовки.

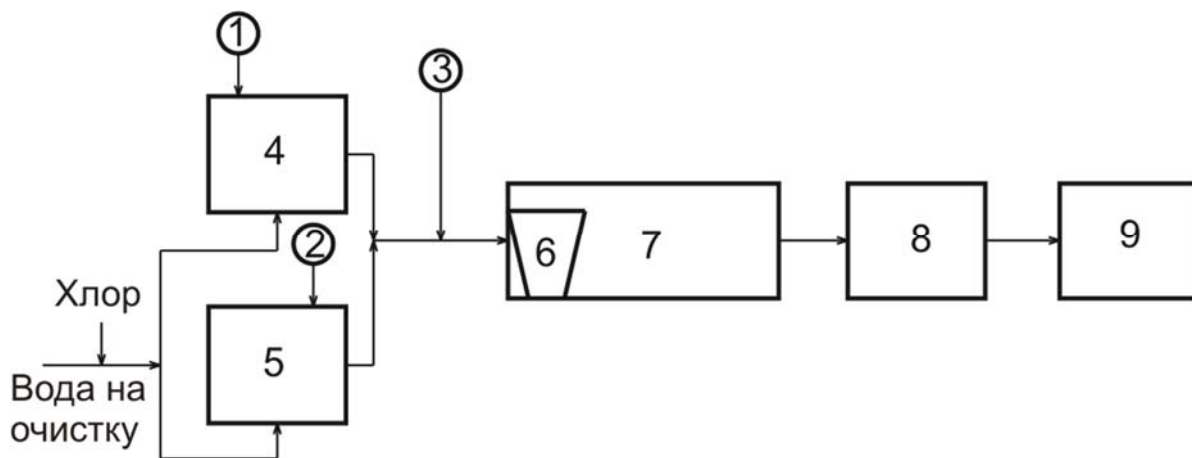


Рис. 1.4. Технологическая схема обработки воды на блоке очистных сооружений с расходом 30 тыс. м³/сут (г. Вологда):
 1 – дозатор коагулянта «АКВА-АУРАТ™ 30»; 2 – дозатор сульфата алюминия;
 3 – дозатор флокулянта ПАА; 4,5 – смесители; 6 – камера хлопьеобразования;
 7 – отстойник; 8 – скорый фильтр; 9 – РЧВ

Анализ литературных данных позволяет сделать вывод о том, что совместное применение коагулянтов на основе ПОХА (ОХА) и СА является перспективным направлением в совершенствовании очистки природных вод (прежде всего, в периоды с низкой температурой, рН и щелочностью)

при условии проведения комплексных исследований по выбору оптимальных соотношений расходов данных реагентов, рациональных режимов их ввода и перемешивания с обрабатываемой водой, а также нахождения наиболее приемлемых методов интенсификации процессов коагуляции воды, позволяющих снизить эксплуатационные затраты на очистку. Снижение доз коагулянтов может быть достигнуто за счет использования методов интенсификации процессов коагуляции и в первую очередь таких, которые не требуют значительных капитальных и эксплуатационных затрат при внедрении.

1.4. Методы интенсификации процесса коагуляции

Применяемые методы улучшения очистки подземной воды коагулянтами можно подразделить на два класса: реагентные и безреагентные [4].

1.4.1. Реагентные методы интенсификации коагуляции

К этому классу относятся методы, связанные с внесением в обрабатываемую воду дополнительных реагентов:

- флокулянтов;
- окислителей;
- регуляторов величины рН;
- минеральных замутнителей.

Обработка воды флокулянтом, как правило, производится после добавления в нее коагулянтов. Флокулянты принадлежат к классу линейных полимеров, для которых характерна цепочечная форма макромолекул. Молекулярная масса флокулянтов находится в пределах $5 \cdot 10^6 - 2 \cdot 10^7$, длина цепочки, состоящей из ряда повторяющихся звеньев, составляет сотни нанометров [93].

В качестве флокулянтов используют высокомолекулярные вещества, хорошо растворимые в воде. По современным представлениям водные растворы флокулянтов являются истинными растворами, т.е. гомогенными однофазными термодинамически устойчивыми системами.

Высокомолекулярные флокулянты (ВМФ) обычно делят на органические (природные и синтетические) и неорганические. В качестве природных флокулянтов используют крахмал, водорослевую крупку, белковые гидролизные дрожжи, картофельную мезгу, жмыхи и др. Из синтетических флокулянтов применяют прежде всего органический полимер полиакриламид (ПАА). Выпускают также флокулянты катионного типа (ВА-2, ВА-3, Праестол и др.), которые в отличие от флокулянта ПАА (анионного типа) вызывают образование крупных хлопьев без обработки примесей

воды коагулянтами. Наиболее распространенным неорганическим флокулянтom является активированный силикат натрия – активная (активированная) кремниевая кислота (АК).

Неорганический флокулянт АК готовят на месте применения непосредственно перед использованием путем полной или частичной нейтрализации силиката натрия.

ПАА относится к полиэлектролитам, диссоциирующим в воде на высокомолекулярный поливалентный анион и катионы. Механизм действия этого флокулянта основан на адсорбции его молекул на частичках $Al(OH)_3$ или $Fe(OH)_3$, образующихся при гидролизе солей-коагулянтов [77].

На основе полиакриламида французской фирмой SHF созданы катионные, анионные и неионные флокулянты серии FLOPAM, отличающиеся высокой эффективностью при очистке воды. Катионные флокулянты серии FLOPAM FO 4000 PWG, имеющие очень высокую молекулярную массу (от $3 \cdot 10^6$ до $15 \cdot 10^6$) успешно применяются самостоятельно (без коагулянта) при реагентной обработке вод с высоким содержанием органических примесей [44].

Флокулянт ВА-2 представляет собой порошкообразный или 7-15% подвижный раствор полиэлектролита, полученного путем синтеза винилбензилтриметиламмония и поливинилбензилпиридиния.

Флокулянт ВА-2 взаимодействует с гумусовыми веществами, образуя нерастворимые в воде агрегаты. Имея положительный заряд, он адсорбируется на отрицательно заряженных коллоидно-дисперсных примесях воды, связывая их в крупные агрегаты. Поэтому коагуляция в случае применения флокулянтов катионного типа происходит без обычных минеральных коагулянтов – $Al_2(SO_4)_3$ или $FeCl_3$. Присутствующие в природной воде высокомолекулярные гуминовые кислоты образуют с флокулянтом ВА-2 нерастворимые агрегаты. Фенольные и гидроксильные группы гуминовых кислот, взаимодействуя с основными группами флокулянта, образуют малодиссоциированные соли.

Для питьевого водоснабжения может использоваться катионный флокулянт Праестол, являющийся акриламидным сополимером [99].

Процесс флокуляции может протекать по трем механизмам:

1. Сжатие двойного слоя, снижение агрегативной устойчивости частиц и последующее их слипание.

2. Химическое взаимодействие макромолекул с веществами, входящими в состав природной воды и ее взвесей, или предварительно добавленными ионами гидролизующихся коагулянтов с образованием комплексов.

3. Формирование мостиков полимера между отдельными частицами твердой фазы вследствие закрепления молекулярных цепочек на поверхностях разных частиц.

Обычно оптимальные дозы анионных ВМФ лежат в пределах 0,1-2 мг/л, дозы катионных ВМФ при самостоятельном применении составляют 0,5-4 мг/л, при совместном использовании с коагулянтами – 0,1– 0,3 мг/л.

Промежуток времени между моментами добавления к воде коагулянта и флокулянта подбирается таким образом, чтобы, с одной стороны, обеспечивалось равномерное распределение раствора коагулянта в объеме воды и успевали образоваться микрохлопья скоагулированной взвеси, а с другой стороны – чтобы не произошло существенного уменьшения численной концентрации частиц (за счет агломерации) и ухудшения поверхностных свойств скоагулированной взвеси (в результате старения). Обычно этот промежуток времени находится в пределах 1-4 мин. Чем ниже мутность и температура воды и выше ее цветность, тем длительнее должен быть разрыв во времени между вводами коагулянта и флокулянта. Использование флокулянтов на станциях очистки воды позволяет ускорить в отстойниках формирование хлопьев и их осаждение, а также улучшить эффект осветления. На фильтрах применение флокулянтов способствует удлинению времени защитного действия загрузки, улучшению качества фильтрата, повышению скорости фильтрования и относительному сокращению расхода промывной воды.

Эффективность коагулирования можно также повысить путем предварительной обработки воды окислителями. Хлор и другие окислители разрушают гидрофильные органические соединения, стабилизирующие дисперсные примеси воды, и облегчают условия протекания коагуляции. Особенно эффективно применение окислителей при обработке цветных вод.

Выбор окислителя зависит от местных условий и задач водоочистки. Наиболее распространено предварительное хлорирование газообразным хлором или хлорной известью. При наличии в источнике водоснабжения трудноокисляющихся ароматических веществ эффективны озон [28] и перманганат калия, однако данные реагенты имеют весьма высокую стоимость.

При коагулировании примесей большое внимание уделяется также рН исходной воды.

Для подщелачивания воды используется сода, известь или едкий натр, для подкисления – в основном, серная кислота.

Еще одним приемом интенсификации процесса коагулирования является использование минеральных замутнителей.

К замутнителям предъявляются следующие требования: высокая степень дисперсности, достаточно большая сорбционная емкость по отношению к нежелательным примесям, наличие заряда, противоположного по знаку заряду продуктов гидролиза коагулянтов. Наиболее распространенными замутнителями являются глины: монтмориллонит (бентонит), палыгорскит и др. Под действием электролитов, содержащихся в воде, отрицательно заряженные частицы глин коагулируют, и поэтому некоторые

глинистые минералы могут употребляться даже в качестве самостоятельных коагулянтов, например монтмориллонит в Na-форме.

К недостаткам использования замутнителей следует отнести большое количество образуемого осадка.

1.4.2. Безреагентные методы интенсификации коагуляции

К этому классу относятся методы, не требующие использования дополнительных реагентов:

- перемешивание воды, обработанной коагулянтами;
- осуществление наиболее рациональных способов добавления коагулянтов к воде;
- рециркуляция коагулированной взвеси через зону ввода новых порций коагулянта;
- совмещение коагуляции с обработкой воды в магнитном и электрическом полях, а также ультразвуком.

В практике очистки воды коагулянтами различают два режима перемешивания: с большой интенсивностью (быстрое перемешивание) и с малой (медленное перемешивание). В первом режиме работают устройства, предназначенные для смешения растворов реагентов с водой, во втором – камеры хлопьеобразования.

На первом этапе коагулирования большое значение имеет создание таких исходных условий, которые оказали бы благоприятное влияние на ход дальнейшего хлопьеобразования. Помимо равномерного распределения коагулянта в объеме, быстрое перемешивание влияет на численную концентрацию зародышевых частиц коагулированной взвеси, распределение этих частиц по размеру и характер их взаимной фиксации в агрегатах. Проведенные исследования позволили установить, что повышение интенсивности смешения воды с раствором коагулянта вплоть до значений градиента скорости G , вызывающих диспергирование коагуляционных структур в момент их возникновения (период скрытой коагуляции), приводит к увеличению плотности структур, отделению углекислоты и ускорению седиментации образующихся хлопьев. Однако, чрезмерно интенсивное и длительное перемешивание воды может привести к необратимому разбиванию микрохлопьев, резкому ухудшению адгезионных свойств взвеси и замедлению последующего хлопьеобразования. Поэтому интенсивность быстрого перемешивания должна быть ограничена. На практике в смесительных устройствах значения скоростного градиента G поддерживают обычно в пределах $300-600 \text{ с}^{-1}$, перемешивание осуществляют в течение 1-2 мин. Увеличение G до 1000 с^{-1} позволяет сократить период быстрого перемешивания до 10-30 сек. Соответственно может быть уменьшен рабочий объем смесителя или увеличена его производительность.

Технологический эффект, достигаемый при перемешивании, зависит от выбранного способа перемешивания. Применяют, в основном, два типа смесителей. Работа смесителей первого типа, называемых гидравлическими, основана на использовании кинетической энергии потока самой обрабатываемой воды; работа смесителей второго типа, называемых механическими, – на использовании средств принудительного перемешивания.

Из гидравлических смесителей наиболее совершенными являются разработанные фирмой «Дегремон» закрытые напорные реакторы быстрого смешивания типа TURBASTOR из защищенного металла или пластмассы, снабженные средствами ввода реагентов в зону максимальной диссипации энергии, а также регулирования рН и rH воды для более эффективного управления процессом. Время пребывания воды в них составляет примерно 2 мин при градиенте скорости 600 с^{-1} [11].

При механическом и гидравлическом перемешивании выбор типа смесителя зависит от вида коагулянта и вспомогательных реагентов, производительности очистных сооружений, располагаемого напора, стоимости электроэнергии и ряда других факторов.

Хорошие результаты дает способ смешения воды с раствором коагулянта во взвешенном слое зернистого материала, в котором интенсивный массообмен и гетерогенный катализ сочетаются с рециркуляцией ранее образовавшихся малорастворимых продуктов гидролиза.

В зарубежных конструкциях смесителей преимущественное распространение получили лопастные мешалки. К числу преимуществ механического перемешивания перед гидравлическим относятся:

- обеспечение лучшего качества осветленной воды;
- возможность экономии коагулянта;
- гибкое регулирование интенсивности перемешивания;
- малые потери напора.

В отечественной практике камеры хлопьеобразования и смесители с механическим перемешиванием не получили распространение вследствие повышенного расхода электроэнергии и высокой стоимости механических мешалок импортного производства, хотя увеличение интенсивности перемешивания, легко достигаемое при механическом способе, дает возможность существенного сокращения длительности перемешивания.

Широкое применение в практике водоочистки получило пневматическое перемешивание коагулянта с водой.

При расходе воздуха в размере 10-20% от количества обрабатываемой воды оказалось возможным уменьшить расход коагулянта в 1,5-2,5 раза. Обработку воды воздухом рекомендовано проводить в течение 8-10 с.

В технологии коагулирования большое значение имеет также и подбор наиболее рациональных способов добавления коагулянтов, который должен

быть основан на максимальном использовании концентрационных и каталитических эффектов, с одной стороны, и лучших гидродинамических условий перемешивания – с другой. Здесь могут быть использованы фракционированное, концентрированное и прерывистое коагулирование [39].

Фракционированное или дробное коагулирование предусматривает добавление расчетного количества коагулянта к воде не одной, а двумя или несколькими последовательными порциями. Обработку воды разными последовательно добавляемыми коагулянтами можно также рассматривать как фракционированное коагулирование.

Технологический эффект, достигаемый при фракционировании дозы коагулянта, почти всегда объясняют с кинетической точки зрения – образованием в результате гидролиза первых порций коагулянта твердой фазы, выступающей в роли центров хлопьеобразования при гидролизе последующих порций коагулянта. Известно также, что скорость налипания мелких частиц на крупные может в несколько раз превышать скорость взаимной коагуляции мелких частиц. Опыт применения фракционированного коагулирования показал, что первая фракция коагулянта не должна превышать половины общей дозы. Такой режим приводит к формированию на первом этапе мелких, медленно осаждающихся хлопьев гидрооксида алюминия, которые, вследствие развитой поверхности раздела хорошо сорбируют окрашивающие примеси. Расход коагулянта по сравнению с обычным способом ввода уменьшается на 10-15%.

Концентрированное коагулирование заключается в дозировании всего потребного количества коагулянта лишь в часть обрабатываемой воды. После тщательного смешения с раствором коагулянта поток обработанной воды объединяют (обычно в начале камер хлопьеобразования) с потоком остальной – некоагулированной воды. Этот метод также широко используется в химической промышленности для ускорения протекания гетерогенных реакций.

Метод концентрированного коагулирования имеет следующие преимущества:

- распределение всего коагулянта только в части воды создает условия для ускоренного хлопьеобразования;

- после смешения с необработанной водой хлопья, сформированные в условиях повышенной концентрации коагулянта, хорошо удаляют водные примеси.

При обработке концентрированным коагулированием волжской воды достигнуто дополнительное уменьшение ее мутности и цветности, снижено содержание остаточного алюминия. Рекомендуемые соотношения расхода обрабатываемой коагулянтами воды и расхода остальной воды могут меняться от 1:1,5 до 1:9 и для каждого конкретного случая подбираются опытным путем, исходя из соображений, чтобы доза коагулянта, отнесенная

к обрабатываемой части потока, не была ниже оптимальной по хлопьеобразованию и выше предела емкости щелочного резерва. Применение концентрированного коагулирования позволяет уменьшить расход СА на 15–20% [36].

Эффективность концентрированного коагулирования во многом определяется полнотой и скоростью перемешивания раствора коагулянта со вспомогательным потоком воды, составляющим от 10 до 40% (рис. 1.5, поз. 2) от общего расхода очищаемой сырой воды. В качестве смесителя используется часть трубопровода, транспортирующего вспомогательный поток, где создаются местные сопротивления для обеспечения достаточной интенсивности перемешивания воды с коагулянтом (рис. 1.5, поз. 4).

Прерывистое (периодическое) коагулирование основано на более полном использовании свойств продуктов гидролиза коагулянта при их избытке. Оно содержит элементы метода концентрированного коагулирования и состоит в чередовании периодов подачи в обрабатываемую воду увеличенных доз коагулянта с периодами полного прекращения коагулирования.

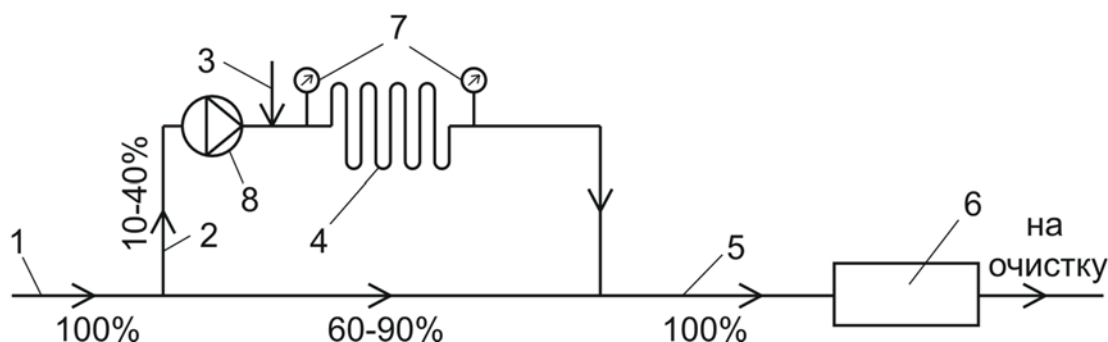


Рис. 1.5 Схема обработки воды по методу концентрированного коагулирования: 1 – подача воды; 2 – отвод части воды на реакгентную обработку (вспомогательный поток); 3 – подача коагулянта; 4 – гидравлический смеситель (участок трубопровода); 5 – отвод общего потока; 6 – камера хлопьеобразования; 7 – манометры; 8 – низконапорный насос (вариант)

Применение метода дает возможность значительно сократить потребность в коагулянте, увеличить длительность фильтрационных циклов на фильтрах и контактных осветлителях. Так, при обработке маломутной воды по двухступенчатой схеме за счет совмещения концентрированного коагулирования с периодическим может быть достигнута экономия коагулянта до 30-40%. Рекомендуемая длительность периода «коагулирования» равна 1-3 час, а соотношение длительностей «коагулирования» и «некоагулирования» – от 3:1 до 0,3:1.

Обработка воды с возвратом части отработанного осадка в зону ввода новых порций коагулянта в ряде случаев приводит к значительной (до 30%)

экономии коагулянта и ускорению задержания коагулированной взвеси на осветлительных сооружениях. Наблюдаемые эффекты являются следствием более полного использования свойств коагулянта, ускоренного формирования хлопьев в контакте с ранее выделенным осадком.

Метод рециркуляции осадка используют главным образом для интенсификации коагулирования маломутных вод, но имеются и примеры, когда с помощью этого метода достигнуто заметное (около 25%) ускорение осветления воды, содержащей до 20 г/л тонкодисперсных примесей.

Наряду с созданием однородных условий перемешивания, рециркуляция обеспечивает качественно новый эффект, поскольку вследствие каталитического влияния ранее образовавшейся твердой фазы облегчаются формирование и рост зародышей коагулированной взвеси.

Преимущества рециркуляции при обработке цветных вод и получаемую экономию коагулянта объясняют обычно более полным использованием сорбционных свойств продуктов гидролиза коагулянтов по отношению к органическим соединениям.

Электрическое поле в большинстве случаев даже при малом напряжении на электродах оказывает интенсифицирующее воздействие на коагуляцию дисперсных примесей воды и продуктов гидролиза коагулянтов [47]. Анализ результатов исследований по изучению действия электрического поля позволяет сделать следующие выводы:

- в поле постоянного тока ускоряются процессы формирования и осаждения скоагулированной взвеси;
- повышается степень очистки воды от органических и неорганических примесей фильтрованием;
- эффективность обработки воды повышается с ростом напряженности электрического поля;
- газы, выделяющиеся на электродах, облегчают условия очистки воды за счет окисления органических примесей.

Для снижения расхода энергии некоторыми исследователями рекомендуются способы обработки воды в электрическом поле последовательно в несколько этапов. Предложены также электролизеры и фильтры с загрузкой из электропроводных материалов – активного угля и магнетита.

При изучении возможностей магнитной обработки для активации действия коагулянтов, рядом исследователей были получены следующие результаты:

а) уменьшаются структурно-механическая гидратация и дзета-потенциал частиц; максимальной степени снижения этих параметров у золя гидрооксида алюминия соответствует напряженность поля 56 А/см;

б) на 30-40% возрастает сорбционная емкость продуктов гидролиза коагулянтов по отношению к гуминовым веществам: для $\text{Fe}(\text{OH})_3$ – с 284 до 379 мг/г (после обработки в поле напряженностью 480 А/см), для $\text{Al}(\text{OH})_3$ – с 348 до 494 мг/г (после обработки в поле напряженностью 400 А/см);

в) увеличивается объемный вес коагулированной взвеси (по пикнометру) с 1,023 до 1,041 г/см³ в случае Fe(OH)₃ и с 1,019 до 1,035 г/см³ в случае Al(OH)₃.

Для интенсификации коагуляционного процесса рекомендован следующим режим:

а) омагничивание воды за 10-60 с до ввода раствора коагулянта;

б) скорость воды в рабочем зазоре магнитного генератора равна 1 м/с.

Интенсифицировать коагуляцию можно и путем магнитной обработки раствора коагулянта. Эффект активации раствора зависит от напряженности магнитного поля.

Однако, по данным многих авторов, омагничивание скоагулированных взвесей далеко не всегда дает положительные результаты, особенно при обработке маломутных и цветных вод.

Что касается применения ультразвука, то оптимальные частоты его использования лежат в диапазоне от нескольких килогерц до 1 МГц. В некоторых случаях хорошие результаты достигаются при использовании в помощь гидролизующимся коагулянтом низкочастотных (50 Гц) механических колебаний.

Применение ультразвука, так же, как и при наложении магнитного поля, не всегда дает положительные результаты. Очевидно, что при выборе параметров ультразвуковой обработки необходимо иметь в виду диспергирующее воздействие ультразвука на водные примеси.

Экспериментальные исследования, которые были проведены автором показали, что для интенсификации коагуляционной очистки воды Сурского водохранилища наибольший интерес представляют безреагентные методы концентрированного коагулирования и аэрации, сочетающиеся с рациональными приемами перемешивания алюмосодержащих коагулянтов с обрабатываемой водой при определенной интенсивности, что достаточно легко технически осуществимо в условиях работы ВОС г. Пензы.

Выводы:

1. На большинстве водопроводных очистных станций (ВОС) для удаления гетерофазных примесей из поверхностных вод используются минеральные коагулянты на основе железа и алюминия. Коагулянты на основе железа, как правило, удовлетворительно работают только при pH более 8 или менее 6,5, что диктует необходимость дополнительной реагентной обработки воды и удорожанию её себестоимости. Наиболее широко применяемый на ВОС городов и населенных пунктов, расположенных в бассейне р. Волги, сульфат алюминия имеет слабую коагулирующую способность при низких температурах и щелочности воды, что ведет к его перерасходу в зимний период и паводок.

2. В качестве альтернативы использованию СА в процессах водоподготовки могут рассматриваться полиоксихлориды алюминия (ПОХА, ОХА и др.), обеспечивающие более глубокое удаление мутности, цветности и органических загрязнений, однако высокая стоимость данных коагулянтов не позволяет осуществлять их широкое внедрение на водоочистных комплексах в качестве самостоятельных реагентов.

3. Улучшение качества очистки природной воды поверхностных источников Волжского бассейна в условиях низких значений температур, рН и щелочности при сравнительно небольших эксплуатационных затратах может быть достигнуто совместным использованием коагулянтов на основе ПОХА (ОХА) и СА при одновременном применении наиболее экономичных и перспективных безреагентных методов интенсификации процессов коагуляции, к числу которых относятся концентрированное коагулирование и аэрация. Данные методы могут быть использованы также в целях сокращения доз СА при его самостоятельном применении для очистки воды поверхностного источника.

2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ КОАГУЛЯЦИИ И ОБОСНОВАНИЕ ПРИНЯТЫХ ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ, ОБЕСПЕЧИВАЮЩИХ СОКРАЩЕНИЕ РАСХОДОВ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ КОАГУЛЯНТОВ

2.1. Современная физико-химическая теория коагулирования гетерофазных примесей воды

Коллоидные примеси и взвешенные частицы, находящиеся в природной воде, позволяют рассматривать ее как гетерофазную систему, в которой вода является дисперсионной средой, а масса распределенных в воде коллоидных и грубодисперсных частиц – дисперсной фазой.

Важнейшая особенность гидрофобных зелей и суспензий, определяющая всю сумму наблюдаемых поверхностных явлений, состоит в существовании двойного электрического слоя ионів и скачка потенциала на границе раздела фаз. Причинами возникновения двойного электрического слоя являются разница в диэлектрических свойствах материала среды и дисперсной фазы, специфические молекулярные силы, обуславливающие избирательную адсорбцию ионов из раствора, или ионизация поверхностных молекул вещества самой дисперсной фазы.

Распределение ионов вблизи поверхности раздела определяется действием противоположно направленных сил молекулярного притяжения, удерживающих ионы у поверхности, сил электростатического притяжения или отталкивания и диффузионных сил, стремящихся выровнять концентрацию ионов в объеме среды.

Строение двойного электрического слоя показано на рис.2.1.

Ионы, находящиеся в избытке на поверхности (называемые потенциалобразующими ионами), компенсируются противоионами. Часть ионов удерживается поверхностью на сравнительно близком расстоянии, порядка нескольких ангстрем, образуя так называемый плотный ионный слой. Остальные ионы образуют внешний диффузный слой, в котором в упорядоченное распределение ионов вмешиваются силы теплового движения.

Теоретически диффузный слой ионов распространяется внутрь среды на неограниченно большое расстояние. Поэтому употребляемое в коллоидной химии понятие «толщина» двойного слоя носит весьма условный характер. В теории сильных электролитов «толщина» двойного слоя определяется величиной дебаевского радиуса r_D , связанной с концентрацией и валентностью ионов электролита следующей зависимостью [8]:

$$r_D = \sqrt{\frac{\varepsilon kT}{8\pi e^2 n z_i^2}}, \quad (2.1)$$

где k – константа Больцмана;
 T – абсолютная температура;
 e – заряд электрона;
 n – число ионов в 1 см³ раствора;
 z_i – валентность ионов.

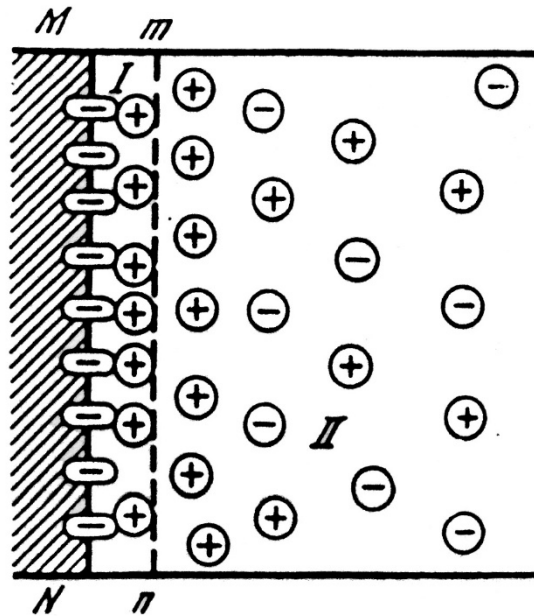


Рис.2.1. Схема строения двойного электрического слоя на твердой поверхности:
 I – плотный слой; II – диффузный слой; M-N – граница поверхности;
 m-n – граница между плотным и диффузным слоями

При температуре 20 °С величина дебаевского радиуса в ангстремах равна:

$$r_D = \frac{3}{\sqrt{c}}, \quad (2.2)$$

где c – концентрация электролита (в моль/л).

Согласно выражению (2.2), величина r_D в зависимости от концентрации электролита может изменяться на несколько порядков – от нескольких ангстрем (концентрированные растворы) до сотен микрометров (разбавленные растворы).

Полный скачок потенциала ϕ_0 между твердой частицей и точкой в глубине раствора называют поверхностным или термодинамическим потенциалом (рис.2.2). В плотном слое, толщина d которого может быть определена как расстояние от центра тяжести зарядов внутренней обкладки поверхности до плоскости, проходящей через центры ближайших к поверхности противоионов (так называемой плоскости наибольшего приближения [89]), падение потенциала имеет линейный характер, а в

диффузионном слое из-за существования объемного заряда эта линейность нарушается.

Потенциал плоскости наибольшего приближения φ_1 является важнейшей характеристикой двойного слоя, но его величина не может быть измерена экспериментально.

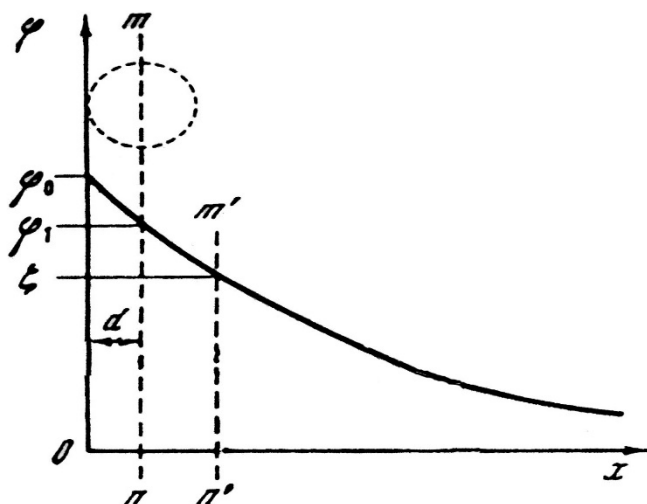


Рис.2.2. Падение потенциала в двойном электрическом слое

Информацию о величине φ_1 можно получить лишь путем измерения другой, близкой к φ_1 величины – электрокинетического потенциала ζ . Этот потенциал, называемый обычно дзета-потенциалом (ДП), определяется как потенциал плоскости скольжения фаз при их относительном перемещении, вызванном внешними силами. Точное положение плоскости скольжения неизвестно [66], но для разбавленного электролита (каковым является природная вода), когда дебаевский радиус очень велик и падение потенциала происходит по пологой кривой (см. рис.2.2), можно считать ДП примерно равным потенциалу плоскости наибольшего приближения φ_1 .

Величина ДП может быть найдена, например, из результатов микроэлектрофоретических измерений:

$$\zeta = 4\pi\eta u / \varepsilon H, \quad (2.3)$$

где u – средняя скорость электрофоретического переноса частицы;

H – градиент потенциала внешнего электрического поля.

Величина ДП частицы определяет ее способность к коагуляции и во многих случаях является основным критерием полноты протекания процесса. Как видно из рис.2.3, величина ДП зависит от толщины диффузного слоя ионов. Чем сильнее размыт диффузный слой, тем выше ДП, и, наоборот, при предельном сжатии диффузного слоя значение ДП приближается к нулю. В так называемом изоэлектрическом состоянии дзета-потенциал частицы равен нулю.

С увеличением адсорбируемости противоионов дзета-потенциал снижается интенсивнее. Без труда проникают к поверхности твердой фазы ионы H^+ , имеющие по сравнению с прочими очень малые размеры. Ионы OH^- адсорбируются легко благодаря большому дипольному моменту, поэтому рН среды оказывает сильное влияние на величину и знак ДП [96].

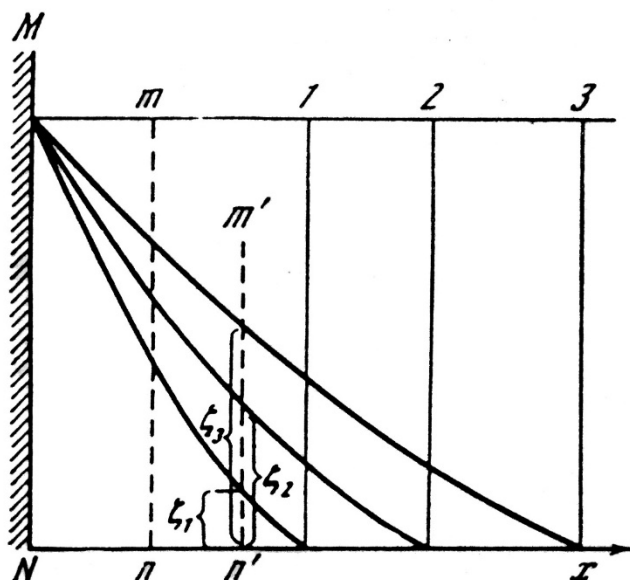


Рис.2.3. Влияние концентрации электролита на толщину двойного слоя и величину электрокинетического (ζ) потенциала (концентрация электролита возрастает от кривой 3 к кривой 1)

В природной воде глинистые и кварцевые частицы имеют обычно отрицательный заряд, а гидроокиси алюминия, образующиеся в ходе гидролиза коагулянтов, – положительный.

Снижение рН увеличивает положительный заряд зольей, заряженных положительно, и уменьшает отрицательный заряд зольей, заряженных отрицательно. Особенно сильно влияние рН среды на гидрозоли $Al(OH)_3$ и $Fe(OH)_3$, являющиеся амфотерными соединениями.

Частицы тонкодисперсных суспензий с единым компактным ядром, например, частицы глин, построены по такому же принципу, как и частицы зольей, а изменение их потенциалов подчиняется тем же закономерностям.

Если частицы суспензии – агрегаты, состоящие из нескольких более мелких частиц и не имеющие общего заряда, то их поверхностные свойства определяются частными свойствами каждой мелкой частицы. Причем снижение ДП лишь некоторой доли таких частиц не означает еще потери устойчивости агрегата в целом.

Большинство веществ, обуславливающих мутность и цветность природных вод, являются гидрофобными или слабогидрофильными коллоидами. Гидрофобны или слабогидрофильны и коллоиды, образующиеся при очистке воды в результате гидролиза вводимых в воду коагулянтов.

Полнота гидролиза имеет большое значение как для самой коагуляции, так и для качества очищаемой воды, поскольку наличие ионов алюминия в очищенной питьевой воде недопустимо.

Скорость гидролиза можно описать уравнением:

$$u = K_2 \cdot [Me^{n+}] \cdot [H_2O], \quad (2.4)$$

где u – скорость гидролиза;

K_2 – константа гидролиза;

$[Me^{n+}]$ – концентрация катионов в растворе коагулянта;

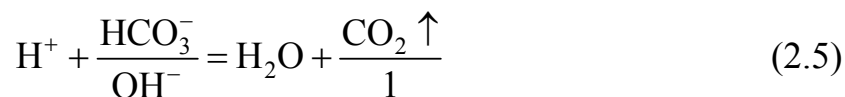
$[H_2O]$ – концентрация воды в растворе.

Из уравнения следует, что скорость гидролиза пропорциональна концентрации катионов коагулянта. Поскольку применяющиеся концентрации растворов коагулянта незначительны, можно считать, что скорость гидролиза коагулянта пропорциональна его концентрации (или его дозе), введенной в воду. Согласно правилу Вант-Гоффа с повышением температуры на каждые 10 градусов скорость гидролиза, как и большинство химических реакций, возрастает в 2-4 раза.

Необходимым условием для более полного протекания гидролиза является удаление из сферы реакций образующихся $Al(OH)_3$, а также связывание ионов H^+ в малодиссоциированные молекулы.

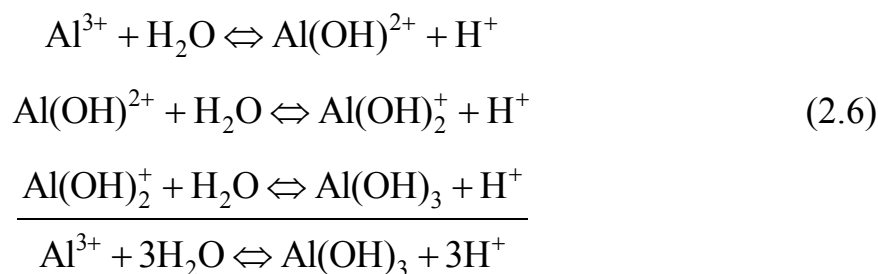
Более полному гидролизу подвержены коагулянты, образующие гидроксиды с меньшей константой диссоциации (величиной, характеризующей способность электролитов диссоциировать на ионы) или меньшим произведением растворимости.

Как следует из уравнения (2.4), с увеличением степени гидролиза рН раствора должно уменьшаться. Любое повышенное рН раствора обеспечивает полный гидролиз введенного в воду коагулянта. Для быстрого и полного гидролиза коагулянтов необходим некоторый щелочной резерв воды, т.е. наличие в ней определенного количества ионов HCO_3^- , OH^- , которые связывают ионы водорода, выделяющиеся при гидролизе:



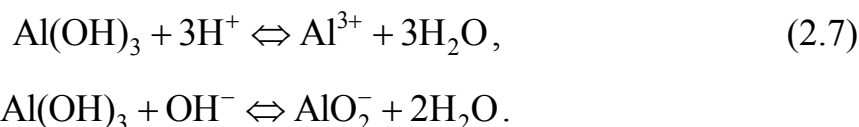
Благодаря наличию в воде буферной системы $HCO_3^- - H_2CO_3$ с рН, близким к 7, рН воды при гидролизе коагулянтов в большинстве случаев изменяется незначительно (уменьшается).

Гидролиз солей алюминия, используемых в качестве коагулянтов, протекает в несколько стадий:



Степень гидролиза повышается с разбавлением раствора, повышением его температуры и pH [96].

Гидролиз алюминия является типичным амфотерным соединением, т.е. обладает как кислотными, так и основными свойствами:



Константа равновесия для первого уравнения

$$k_1 = \frac{[\text{Al}^{3+}]}{[\text{Al}(\text{OH})_3][\text{H}^+]^3} \text{ или } k_1' = \frac{[\text{Al}^{3+}]}{[\text{H}^+]^3}, \quad (2.8)$$

($\text{Al}(\text{OH})_3$ содержится в твердой фазе и концентрация его в растворе постоянна), откуда $[\text{Al}^{3+}] = k'[\text{H}^+]^3$.

Для второго уравнения константа равновесия

$$k_2 = \frac{[\text{AlO}_2^-]}{[\text{Al}(\text{OH})_3][\text{OH}^-]} \quad (2.9)$$

или

$$k_2' = \frac{[\text{AlO}_2^-]}{[\text{OH}^-]}, \quad (2.10)$$

откуда

$$[\text{AlO}_2^-] = k_2'[\text{OH}^-] = \frac{k_2'k_w}{[\text{H}^+]} \quad (2.11)$$

где k_w – ионное произведение воды (величина постоянная, зависящая только от температуры).

Таким образом, растворимость $\text{Al}(\text{OH})_3$ в кислой среде, прямо пропорциональна концентрации водородных ионов в третьей степени $[\text{H}^+]^3$, а в щелочной – обратно пропорциональна $[\text{H}^+]$.

Осаждение $\text{Al}(\text{OH})_3$ начинается при $\text{pH}=3$ (см. табл. 1.3) и становится полным при $\text{pH}=5,5-7$. Дальнейшее повышение pH ведет к растворению осадка (пептизации), заметному при $\text{pH}=9$.

Для нормальной коагуляции большую роль играют размеры и структура частичек гидроксидов, причем размеры частичек, выделяющихся при гидролизе коагулянтов, зависят главным образом от степени пересыщения раствора. В процессе водоочистки гидролиз солей-коагулянтов протекает в разбавленных растворах, что создает условия слабого пересыщения и благоприятствует образованию крупных частичек при обеспечении необходимого периода времени на их формирование.

В коллоидной химии различают два типа структур дисперсного материала: первичные и вторичные. Первичная структура – это структура отдельных частиц зелей и суспензий. С ней связаны электрические свойства частиц, их сольватация, молекулярно-кинетические свойства дисперсий. Вторичные структуры возникают вследствие взаимодействия отдельных частиц. От них зависят объем и механические свойства осадков. Вторичные структуры часто называют сверхмицеллярными [4].

У гидрофобных коллоидов можно довольно отчетливо дифференцировать свойства, связанные с типом структуры, у гидрофильных такая дифференциация затруднена.

Образующиеся в пересыщенной системе зародыши малорастворимых веществ могут укрупниться за счет роста индивидуальных частиц твердой фазы (кристаллизация) или путем коагуляционных взаимодействий с формированием пространственных агрегатов. Поэтому сверхмицеллярные структуры в свою очередь делят на конденсационно-кристаллизационные и коагуляционные [4]. Схема построения последних показана на рис. 2.4.

Для образования коагуляционной структуры, помимо астабилизации первичных частиц, необходимо превысить некоторую критическую концентрацию твердой фазы в растворе. В присутствии посторонней поверхности раздела

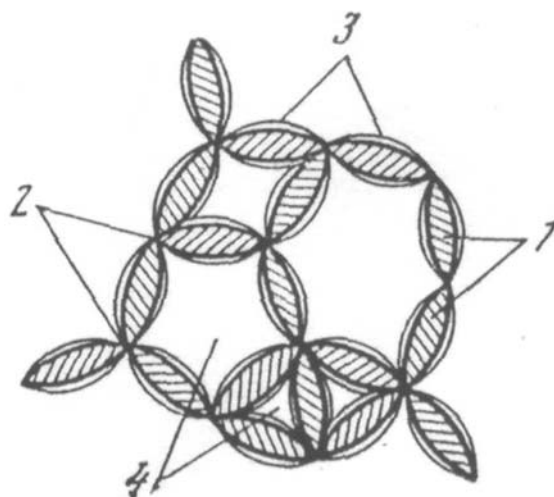


Рис. 2.4 Схема коагуляционной структуры [7]:
1 – частицы дисперсной фазы;
2 – астабилизационные участки поверхности; 3 – участки поверхности, сохранившие устойчивость;
4 – полости, заполненные водой

зародышеобразование и структурообразование протекают интенсивнее, с меньшими энергозатратами и при более низких перенасыщениях.

Частицы взаимодействуют участками, на которых произошло наиболее полное устранение причин их агрегативной устойчивости. Поэтому свойства структур в первую очередь определяются степенью астабилизации частиц. При неполной астабилизации структуры образуются рыхлые, а их внутренние полости заполнены дисперсионной средой. Образованию рыхлой структуры способствует высокая дисперсность частиц [3]. Ориентация и плотность упаковки частиц в коагуляционных структурах могут быть неодинаковыми на разных участках.

В зависимости от плотности упаковки частиц меняется седиментационный объем скоагулированной твердой фазы. Частицы устойчивые свободно скользят в осадке одна по поверхности другой и потому занимают к концу концов такое взаимное положение, которое соответствует минимуму потенциальной энергии. Осадки при этом образуются достаточно плотные. Неполностью астабилизированные взвеси сохраняют в коагуляционной структуре то случайное взаимное положение, в котором они соприкоснулись, и их седиментационный объем значителен.

Компактность, плотность хлопьев продуктов коагуляции величиной их объемного веса, которая по данным разных авторов находится в пределах 1,0012-1,028 г/см³. Гидратация и структурная плотность гелей зависят, как и удельная поверхность, от анионного состава и рН воды. Продукты гидролиза солей алюминия в кислой среде образуют крупные, но более рыхлые хлопья, чем в щелочной, где структурные свойства определяются присутствующими в больших количествах OH^- - и HCO_3^- -ионами. Изменение структуры хлопьев влечет за собой изменение скорости их осаждения.

Существенного увеличения плотности коагуляционных структур можно достичь повышением интенсивности перемешивания воды [2, 6], а также осуществлением процесса смешения раствора коагулянта с водой в присутствии пузырьков воздуха [16, 39]. Пузырьки воздуха, являясь центрами хлопьеобразования, в определенной степени предотвращают разрушение коагуляционных структур продуктов гидролиза минерального коагулянта за счет увеличения поверхности контакта с коагулирующими частицами и демпфирования мелкомасштабных турбулентных пульсаций в потоке воды.

В фиксации твердых частиц на поверхности воздушных пузырьков важное значение принадлежит заряду поверхности пузырьков, обусловленному ионными парами, при этом анионы преобладают со стороны газовой фазы, а катионы – в диффузном слое со стороны водной среды. Величина заряда меняется в зависимости от размера пузырька и анионного состава воды. В кислой среде величина заряда смещается в сторону положительных значений, а в щелочной среде – в сторону отрицательных [4]. Учитывая, что

взвешенные вещества в природной воде имеют, как правило отрицательный заряд, то можно сделать предположение о преобладании сил притяжения в кислой среде при ближнем взаимодействии частиц с диспергированными воздушными пузырьками.

В ходе лабораторных исследований А.И. Егоровым и сотрудниками [39] было установлено, что для достижения наилучших результатов очистки и экономии коагулянта промежуток времени от момента его ввода до начала аэрации должен быть как можно короче, а пузырьки воздуха должны быть как можно мелкими. Прямыми результатами аэрации является перестройка структуры хлопьев скоагулированной взвеси и увеличение их гидравлической крупности.

2.2. Теоретический анализ влияния аэрации воды на процессы коагуляции

Анализ возможной роли разных факторов в улучшении коагуляции примесей воды при аэрации, а также результаты исследований, выполненных в работе [4], приводят к выводу, что достигаемый эффект обусловлен одновременным протеканием по крайней мере четырех процессов:

- 1) специфического механического перемешивания воды пузырьками воздуха;
- 2) образования зародышей твердой фазы продуктов гидролиза на поверхности газовых пузырьков;
- 3) выделения из воды избыточных количеств углекислого газа;
- 4) окисление кислородом, выделяющимся из воздуха, органических примесей.

Роль пузырьков воздуха как центров хлопьеобразования в коагулирующей системе объясняется, в первую очередь, налипанием твердых частиц вследствие самопроизвольного стремления системы к уменьшению потенциальной энергии. На ход протекания коагуляционных процессов большое влияние оказывает режим движения воздушных пузырьков. Свободный газовый пузырь в жидкости имеет одну определенную геометрическую характеристику – объем V . Что касается формы пузырька и его линейных размеров, то они могут меняться под воздействием динамических сил и силы поверхностного натяжения на границе раздела фаз.

В качестве линейного масштаба воздушного пузырька произвольной формы принимается эффективный радиус, то есть радиус пузырька эквивалентного объема, но имеющего строго сферическую форму:

$$r_n = \sqrt[3]{\frac{3V}{4\pi}}, \quad (2.12)$$

где V – объем пузырька.

На движущийся пузырек, имеющий сферическую форму, действуют следующие силы.

1) Подъемная сила (сила Архимеда)

$$F_A = \frac{4}{3} \pi r_n^3 g (\rho_{\text{ж}} - \rho_{\text{г}}), \quad (2.13)$$

где r_n – радиус пузырька, м;

g – ускорение свободного падения, м/с²;

$\rho_{\text{ж}}$ и $\rho_{\text{г}}$ – соответственно плотности жидкости и газа (как правило $\rho_{\text{ж}} \gg \rho_{\text{г}}$), кг/м³;

2) сила гидродинамического сопротивления набегающему на пузырек потоку жидкости

$$F_c = \zeta \frac{\rho_{\text{ж}} V_{\text{п}}^2}{2} \pi r_n^2, \quad (2.14)$$

где $V_{\text{п}}$ – скорость движения пузырька относительно жидкости, м/с;

ζ – коэффициент гидравлического сопротивления.

3) сила поверхностного натяжения на границе раздела фаз пузырька газа

$$F_n = 2 \pi r_n \sigma, \quad (2.15)$$

где σ – коэффициент поверхностного натяжения, Н/м.

Для описания режимов движения пузырька используют следующие безразмерные критериальные уравнения, полученные путем соотношения сил действующих на него [51,52,64].

1) Критерий Рейнольдса

$$\text{Re} = \frac{V_n r_n}{\nu}, \quad (2.16)$$

где ν – кинематический коэффициент вязкости, м²/с; является мерой отношения сил инерции и молекулярного трения, характеризует гидродинамический режим потока (степень турбулентности).

2) Критерий Архимеда

$$\text{Ar} = \frac{g r_n^3}{\nu^2} \left(\frac{\rho_{\text{ж}} - \rho_{\text{г}}}{\rho_{\text{ж}}} \right) \quad (2.17)$$

представляет собой соотношение подъемной (архимедовой) силы и силы молекулярного трения.

3) Критерий Вебера

$$\text{We} = \frac{\rho V^2 r_n}{\sigma} \quad (2.18)$$

является мерой отношения сил инерции к силам поверхностного натяжения на границе раздела фаз.

В реальных процессах аэрационного перемешивания имеет место полидисперсный состав водовоздушной смеси. Разница в размерах обуславливает различие скоростей движения воздушных пузырьков, вследствие

чего постоянно в объеме смесителя происходит их столкновение. Соударение движущихся пузырьков воздуха может приводить к следующим последствиям:

- 1) механическое столкновение движущихся пузырьков без изменения их первоначальных размеров;
- 2) слияние пузырьков в более крупный пузырь;
- 3) их дробление на ряд более мелких пузырьков.

Площадь суммарной поверхности пузырьков-осколков всегда меньше площади исходного пузырька, что и определяет вероятность дробления, сопровождающегося уменьшением поверхностного натяжения. Наряду с дроблением очень часто наблюдается и процесс слияния (коалесценции) пузырьков при их столкновении. Б.И. Броунштейн и А.С. Железняк в своей монографии [12] приводят теоретическое описание процесса коалесценции и делают предположение, что каждое соударение воздушных пузырьков заканчивается их слиянием. Процессы, препятствующие слиянию пузырьков воздуха были рассмотрены П.С. Прохоровым, В.Н. Ясининым, а затем и С. Клейтоном [53]. Ими была выдвинута градиентная теория неслияния пузырьков, объясняющая этот процесс повышением давления в водяном зазоре между пузырьками, возникающим вследствие наличия на их поверхности градиентов межфазового натяжения.

В работе [85] был сделан прогноз результата столкновения газовых пузырьков, исходя из анализа значения их поверхностной энергии (энергии образования поверхности Гиббса $\Delta\sigma$).

Если газовые пузырьки обладают некоторым равновесным значением удельной поверхностной энергии, приходящейся на единицу объема пузырька $G_{\text{рав}} = \frac{\sigma_n F_n}{W}$, то происходит упругое соударение пузырьков, в результате которого геометрические размеры пузырьков не изменяются.

В случае наличия у пузырьков поверхностной энергии, отличной от равновесного значения, при их соударении происходит изменение суммарной площади поверхности пузырьков, приводящее значение поверхностной энергии в равновесное состояние. Если удельная энергия Гиббса была больше равновесного значения, площадь пузырьков после удара уменьшается – происходит их слияние (коалесценция), если меньше, то площадь поверхности увеличивается – происходит процесс дробления.

В случае наличия у пузырька газа поверхностного заряда в соответствии с уравнением электрокапиллярной кривой, его коэффициент поверхностного натяжения уменьшается [97]:

$$\sigma = \sigma_0 - \Delta\sigma; \quad (2.19)$$

$$\Delta\sigma = C_s \frac{\Phi^2}{2}, \quad (2.20)$$

где σ , σ_0 и $\Delta\sigma$ – соответственно коэффициенты натяжения незаряженной поверхности пузырька, заряженной поверхности и величина уменьшения коэффициента поверхностного натяжения, Дж/м²;

C_s – удельная электрическая емкость единицы поверхности раздела фаз газового пузырька, Ф/м²;

ϕ – электрический потенциал двойного электрического слоя поверхности пузырька, В.

Таким образом, увеличивая заряд поверхности пузырька газа, можно уменьшить коэффициент поверхностного натяжения и равновесный диаметр пузырька.

Вопрос о возможности протекания процесса коагуляции при аэрационном перемешивании тесно связан с выяснением необходимых и достаточных условий прилипания скоагулированной частицы на поверхность движущегося пузырька.

Рассмотрим силы, действующие на частицу в процессе коагуляции с аэрационным перемешиванием. Так как речь идет о возникновении на пузырьках зародышей твердой фазы, то силами инерции можно пренебречь.

Линии тока жидкости при приближении к поверхности пузырька искривляются и увлекают за собой безинерционную частицу. Отклонение траектории малых частиц от кратчайшего пути к поверхности пузырька обуславливается силами, называемыми силами дальнего гидродинамического взаимодействия. Наряду с дальним гидродинамическим взаимодействием, отталкивающим частицу от поверхности пузырька, существует и ближнее гидродинамическое взаимодействие, возникающее при приближении частицы к поверхности пузырька на некоторое расстояние.

Природа ближнего гидродинамического взаимодействия объясняется асимметричностью характеристик потока при приближении твердой частицы к поверхности пузырька (рис. 2.5).

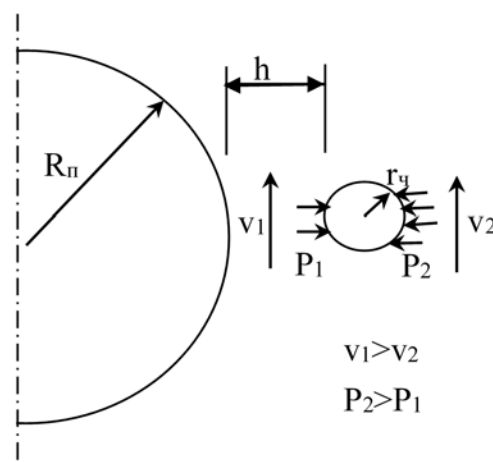


Рис.2.5. Схема ближнего гидродинамического взаимодействия между газовым пузырьком и малой частицей

В соответствии с уравнением Бернулли гидродинамические давления, действующие с наружной P_2 и внутренней стороны частицы P_1 (стороны зазора между пузырьком и частицей), будут не равны друг другу, так как скорость течения жидкости в зазоре V_1 больше, чем скорость набегающего потока с наружной стороны пузырька V_2 вследствие изменения сечения потока:

$$P_1 = P_{\text{гс}} - \rho_{\text{ж}} \frac{V_1^2}{2} \quad (2.21)$$

$$P_2 = P_{\text{гс}} - \rho_{\text{ж}} \frac{V_2^2}{2}. \quad (2.22)$$

Тогда разница гидродинамических давлений будет:

$$\Delta P = P_2 - P_1 = P_{\text{гс}} - \rho_{\text{ж}} \frac{V_2^2}{2} - (P_{\text{гс}} - \rho_{\text{ж}} \frac{V_1^2}{2}) = \rho_{\text{ж}} \frac{V_1^2 - V_2^2}{2}, \quad (2.23)$$

где $P_{\text{гс}}$ – гидростатическое давление в жидкости, Па;

$\rho_{\text{ж}}$ – плотность жидкости, кг/м³;

V_1 и V_2 – соответственно средние скорости набегающего потока в зазоре частица-пузырек и с наружной стороны частицы, м/с.

Таким образом, величину силы ближнего гидродинамического взаимодействия, Н, притягивающего частицу к пузырьку можно определить формулой:

$$F_{\text{гд}} = \pi r_n^2 \Delta P = \pi r_n^2 \rho_{\text{ж}} \frac{V_1^2 - V_2^2}{2}. \quad (2.24)$$

Детальный анализ сил ближнего гидродинамического взаимодействия был проведен в работе [80]. Используя точное решение уравнения Стокса было установлено, что сила, Н, с которой поток притягивает частицу к поверхности пузырька определяется уравнением:

$$F_{\text{гд}} = 6\pi r_{\text{ч}} \mu V_n f\left(\frac{h}{r_{\text{ч}}}\right), \quad (2.25)$$

где $r_{\text{ч}}$ – радиус взвешенной частицы, м;

μ – динамический коэффициент вязкости жидкости, Па·с;

V_n – скорость движения пузырька, м/с;

$f\left(\frac{h}{r_{\text{ч}}}\right)$ – универсальная функция, характеризующая гидродинамическое взаимодействие в зависимости от величины отношения расстояния между поверхностями пузырька и частицы h и радиуса частицы $r_{\text{ч}}$.

Анализ полученных в работе [80] результатов показал, что влияние гидродинамического взаимодействия начинает сказываться лишь при $h < r_{\text{ч}}$, при этом $f\left(\frac{h}{r_{\text{ч}}}\right) = 2,035 - 0,4\left(\frac{h}{r_{\text{ч}}} - 1\right)$.

Электростатическое взаимодействие твердой частицы с пузырьком воздуха обуславливается наличием на их поверхности двойных электрических слоев и возникает при перекрытии их ионных атмосфер. Впервые этот вид взаимодействия был рассмотрен Б.В. Дерягиным [33] при создании теории устойчивости гидрофобных коллоидов. Поверхностный заряд на границе раздела фаз (пузырек – жидкость, частица – жидкость) появляется под действием различных причин:

- вследствие различия диэлектрических свойств дисперсной фазы и дисперсной среды [97];
- под воздействием молекулярных сил, обеспечивающих избирательную сорбцию ионов и молекул из растворов;
- при частичной диссоциации молекул на поверхности границы раздела фаз.

Как правило, в нейтральной среде электрокинетические потенциалы пузырьков воздуха имеют одинаковый отрицательный знак. В соответствии с рекомендациями [64], кулоновские силы электростатического взаимодействия, H , надлежит определять по формуле

$$F_{\text{эс}} = \pi \xi_{\text{ч}} \xi_{\text{п}} \varepsilon \chi r_{\text{ч}} \frac{e^{-\chi h}}{1 + e^{-\chi h}}, \quad (2.26)$$

где $\xi_{\text{ч}}$, $\xi_{\text{п}}$ – соответственно электрокинетические потенциалы прилипаемой частицы и пузырька воздуха;

ε – диэлектрическая проницаемость жидкости, $\frac{\text{К}^2}{\text{Н} \cdot \text{м}^2}$;

$r_{\text{ч}}$ – радиус твердой частицы, м;

χ – параметр Дебая, м^{-1} ;

h – расстояние между поверхностями частицы и пузырька воздуха, м.

Силы молекулярного притяжения включают в себя три составляющие:

- 1) диполь-дипольное взаимодействие;
- 2) индукционное взаимодействие;
- 3) дисперсное притяжение.

В соответствии с рекомендациями [65] зависимость величины силы молекулярного притяжения между двумя сферическими частицами от величины расстояния между их поверхностями, H , определяется по формуле

$$F_{\text{мп}} = \frac{A \pi r_{\text{ч}}}{2h^2}, \quad (2.27)$$

где A – постоянная Гамакера, Дж;

$r_{\text{ч}}$ – радиус частицы, м;

h – расстояние между поверхностями частиц, м.

Рассмотрим баланс сил, действующих на сферическую частицу, которая находится на пути движения пузырька воздуха

При приближении частицы к поверхности движущегося пузырька на расстояние h – меньшее, чем радиус частицы $r_{\text{ч}}$, на нее начнут действовать силы притяжения ближнего гидродинамического взаимодействия $F_{\text{гд}}$. Поскольку поверхности частицы и пузырька имеют одинаковые электрокинетические потенциалы, одновременно на частицу будут действовать и кулоновские силы отталкивания $F_{\text{эс}}$. Прикрепление частицы к поверхности пузырька произойдет только в том случае, когда силам ближнего гидродинамического взаимодействия, действующим в противовес силам электростатического отталкивания удастся приблизить частицу к поверхности пузырька на расстояние, на котором величина кулоновских сил отталкивания будет меньше или равна величине сил молекулярного притяжения $F_{\text{мп}}$.

Таким образом, необходимым и достаточным условием протекания процесса прилипания в нейтральной среде является приближение частицы к поверхности пузырька газа на расстояние, на котором действие кулоновских сил отталкивания будет полностью компенсировано силами молекулярного притяжения и ближнего гидродинамического взаимодействия.

$$F_{\text{эс}} \leq F_{\text{мп}} + F_{\text{гд}}. \quad (2.28)$$

Как уже отмечалось в п. 2.1 для условий кислой среды величина заряда пузырька $\xi_{\text{п}}$ смещается в сторону положительных значений, поэтому концентрированное введение алюмосодержащего коагулянта в поток водовоздушной смеси и образование продуктов его гидролиза приводит к снижению величины рН воды, что, в конечном счете (в определенных пределах рН), улучшает условия прилипания частиц примесей к воздушным пузырькам. Уменьшение диаметров пузырьков при интенсивном перемешивании также будет повышать вероятность прилипания твердых частиц за счет увеличения плотности заряда на поверхности каждого мелкодиспергированного пузырька.

Частота прилипания твердых частиц к поверхностям пузырьков за единицу времени в расчетном объеме смесителя будет зависеть также и от коэффициента газонасыщения воды.

Коэффициент газонасыщения (относительное объемное насыщение) принято оценивать в объемных долях и определять как отношение среднего объема занимаемого газовой фазой, ко всему объему смесителя:

$$\varphi = \frac{W_{\text{г}}}{W_{\text{ф}}} = \frac{W_{\text{г}}}{W_{\text{г}} + W_{\text{ж}}}, \quad (2.29)$$

где W_g , W_j , W_ϕ – соответственно объем газовой фазы, жидкой фазы и общий объем смесителя, м³.

От газонасыщения зависит плотность газовой эмульсии ρ_ϕ , образующейся в смесителе, которая с достаточной точностью может быть рассчитана по правилу аддитивности, кг/м³:

$$\rho_\phi = \rho_j(1 - \phi) + \rho_g\phi, \quad (2.30)$$

где ρ_j , ρ_g – соответственно плотности жидкости и газа, кг/м³.

При использовании воздуха величину ϕ принято называть относительным объемным воздухом насыщением.

Из практики эксплуатации безнапорных пневматических систем известно, что при достижении коэффициента воздухом насыщения $\phi = 0,3$ дальнейшее увеличение интенсивности аэрации приводит к резкому увеличению высоты газожидкостного слоя и крупности пузырьков. Увеличение коэффициента газонасыщения сопровождается появлением обратных токов жидкости, что сопровождается ухудшением качества коагуляции. Таким образом, слабым местом пневматических безнапорных смесительных установок, сдерживающим их применение для очистки природных вод, является большая крупность образующихся пузырьков воздуха, обуславливающая низкую эффективность процесса коагуляции [62, 63, 76].

В отличие от безнапорного, при напорном пневматическом перемешивании пузырьки газа образуются в пересыщенной жидкости при изменении условий растворимости, связанных с изменением давления. Как известно, растворимость газов жидкости зависит от физических свойств, давления, температуры и выражается законом Генри, в соответствии с которым максимально возможное количество растворенного в жидкости газа пропорционально его парциальному давлению, кг/м³:

$$C = K \cdot P, \quad (2.31)$$

где P – парциальное давление газа над раствором, Па;

K – коэффициент пропорциональности, кг/м³·Па.

Коэффициент пропорциональности (коэффициент Генри) определяется свойствами взаимодействующих сред и зависит от температуры. Как правило, в качестве коэффициента пропорциональности принимают значение растворимости газа в жидкости при стандартных условиях.

Как уже отмечалось, эффективность процесса прилипания твердых частичек и образование зародышей твердой фазы продуктов гидролиза при вводе коагулянта в напорном пневматическом смесителе будет увеличиваться с ростом величины ϕ числа образующихся пузырьков. С другой стороны частота прилипаний уменьшается при увеличении радиуса образующихся пузырьков. Противоположное влияние этих двух факторов приводит к тому, что эффективность процесса напорного перемешивания

будет иметь максимум при некотором определенном значении пересыщения жидкости [34, 46].

Что касается десорбции углекислоты из воды при аэрационном перемешивании, то здесь предложены следующие выражения [4]:

$$c_{\tau} - c_0 = K_1 \tau s \Delta C_{\text{cp}}; \quad (2.32)$$

$$\lg \frac{(c_{\tau} - c_s)}{(c_0 - c_s)} = -K_2 \left(\frac{s}{V} \right) \tau; \quad (2.33)$$

$$\lg \frac{(c_{\tau} - c_s)}{(c_0 - c_s)} = -K_3 \tau, \quad (2.34)$$

где c_0 и c_{τ} – концентрация углекислоты соответственно в начальный момент и ко времени τ ;

c_s – концентрация насыщения (растворимость углекислоты в данных условиях);

s – площадь поверхности контакта воды с воздухом, м^2 ;

ΔC_{cp} – средняя движущая сила процесса десорбции, зависящая главным образом от исходной концентрации CO_2 и условий аэрации, м^3 ;

V – объем воды, подвергаемой аэрации, м^3 ;

K_1, K_2, K_3 – коэффициенты десорбции.

По приведенным выражениям можно проследить влияние условий аэрации на конечные результаты. Исследования Е.Д. Бабенкова показали, что чем больше доза коагулянта, тем меньше ощущаются результаты аэрации. Таким образом, роль аэрации воды в момент гидролиза коагулянта сводится к отделению свободной углекислоты; смещению равновесия реакции



вправо; углублению реакции гидролиза; уменьшению количества бикарбонатов, связанных с катионами алюминия химическими силами; смещению вследствие этого pH_i продуктов гидролиза в сторону более высоких значений. Прямыми результатами аэрации являются перестройка структуры хлопьев коагулированной взвеси и улучшение их гидравлической крупности.

В проведенных исследованиях [4] Е.Д. Бабенковым обнаружено важное отличие пневматического перемешивания от механического: несмотря на приблизительно такую же интенсивность перемешивания (по величине скоростного градиента), длительная аэрация воды, обработанной коагулянтном (до 10 мин), не приводила к нарушению тиксотропных свойств коагулированной взвеси. Увеличение плотности взвеси оказалось тем заметнее, чем длительнее было аэрационное перемешивание и короче

промежуток времени от момента ввода коагулянта до начала аэрации. При расходе воздуха в размере 10-20% ($\varphi=0,1-0,2$) от количества обрабатываемой маломутной (2-3 мг/л) воды потребность в сульфате алюминия удалось снизить на 20% [4].

В более поздних работах [2, 3, 6] Е.Д. Бабенков показал, что для повышения эффективности процессов коагуляции более значимым фактором является не время перемешивания, а его интенсивность, поэтому данный вопрос требует отдельного рассмотрения.

2.3. Теоретические исследования влияния интенсивности перемешивания на коагуляционные процессы и обоснование для применения предлагаемой реагентосберегающей технологии коагуляционной обработки воды

Интенсивность перемешивания воды с растворами реагентов оказывает сильное влияние на скорость протекания процессов очистки и обеззараживания воды, на величину оптимальных доз реагентов. Соблюдение требуемых условий перемешивания воды особенно важно при очистке воды коагулянтами, так как режим перемешивания воды определяет скорость распределения раствора коагулянта в объеме обрабатываемой воды, кинетику хлопьеобразования и технологические свойства сформированных хлопьев коагулированной взвеси [6].

В смесителях водоочистных станций, где осуществляется режим быстрого перемешивания, закладываются основы направленного коагуляционного структурообразования: создается определенная численная концентрация зародышевых агрегатов (микрохлопьев), регулируется плотность упаковки первичных астабилизированных частиц загрязнений и продуктов гидролиза коагулянта (ПГК). В камерах хлопьеобразования при значительно меньшей интенсивности перемешивания осуществляется дальнейшее увеличение коагуляционных структур до размеров, диктуемых условиями отделения их в осадок, и регулируется плотность упаковки микрохлопьев [6].

Изменение исходных условий создания хлопьев и режима смешения воды с раствором коагулянта накладывает весьма существенный отпечаток на число элементарных стадий перехода от микрохлопьев к хлопьям, на оптимальный режим работы камер хлопьеобразования.

Для оценки эффективности действия смесителей обычно используют среднюю величину градиента скорости G (c^{-1}), созданного при перемешивании воды

$$G = \sqrt{\frac{W}{\mu}}, \quad (2.36)$$

где W – работа, затраченная на перемешивание единицы объема воды за единицу времени, Па/с;

μ – динамическая вязкость воды, Па·с.

Для гидравлических перемешивающих устройств, работающих в напорном режиме

$$W = \frac{\Delta p}{t} = \frac{\Delta p \cdot Q}{V_c}, \quad (2.37)$$

где Δp – потери давления, Па;

t – время перемешивания, с;

Q – расход воды через смеситель (перемешивающее устройство), м³/с;

V_c – объем смесителя, м³.

Для гидравлических смесителей рекомендуются значения G , которые находятся в диапазоне от $1,2 \cdot 10^2 \text{ с}^{-1}$ до $3,0 \cdot 10^2 \text{ с}^{-1}$ [36]. Такая незначительная интенсивность перемешивания воды в смесителях может привести к медленному и неравномерному растворению коагулянта и продуктов его гидролиза в объеме воды и на поверхности частиц загрязнений, к образованию рыхлых, хотя и достаточно крупных микрохлопьев.

Поэтому важной теоретической задачей является установление зависимостей между значениями G , размером и плотностью образующихся хлопьев.

Наиболее распространенной теоретической моделью построения агрегатов первичных дестабилизированных частиц является модель, предложенная Вольдом [106] и использованная применительно к водоочистке в работе [103]. По этой модели структура хлопьев определяется как результат сближения беспорядочно расположенных первичных частиц ПГК и примесей (см. рис. 2.4). При этом предполагается, что после соприкосновения с первой встречной частицей, уже вошедшей в состав агрегата, приближающаяся частица остается в жестко фиксированном положении.

Модель Вольда не учитывает поверхностной гидратации частиц, возможности их относительного перемещения в агрегате и известной из экспериментов [40,103] тенденции к построению на первом этапе коагуляции цепочечных агрегатов частиц с длиной, значительно превосходящей толщину. Поэтому модель Вольда дает завышенные расчетные значения содержания твердой фазы в объеме хлопьев.

Как показано в работе [102], поведение агрегатов частиц каолина в воде отличается от модели, предусматривающей расположение структурообразующих частиц в узлах кубической решетки. Авторы объясняют это отличие специфической формой (анизодиаметричностью) самих первичных частиц, но, скорее всего, оно связано с образованием цепочечных агрегатов, так как обнаруживается и в опытах с другими минеральными суспензиями. Например, на цепочечно-ячеистом строении агрегатов частиц бентонита,

образующихся после коагуляции сульфатом алюминия, основаны доказательства проницаемости хлопьев [104]. Даже в предельно уплотненных осадках сохраняется гораздо больший объем воды, чем это может вытекать из плотной упаковки гидратированных сферических частиц [41].

На основе цепочно-ячеистой модели построения и деформации коагуляционной структуры Е.Д. Бабенковым в работах [2, 3, 6] была предпринята попытка количественной оценки влияния величины G на физические параметры коагулированной взвеси. Согласно этой модели сначала в перемешиваемой воде возникают цепочечные агрегаты первичных частиц ПГК (рис. 2.6, а), длина l которых определяется, с одной стороны, силами взаимодействия частиц (предположительно – дипольным моментом), а с другой – величиной градиента скорости. Затем цепочечные агрегаты адсорбируются на поверхности частиц загрязнений диаметром D (рис. 2.6, б), которые, в свою очередь, контактируя друг с другом через слои ПГК образуют цепочно-ячеистую коагуляционную структуру (рис. 2.6, в) или микрохлопок.

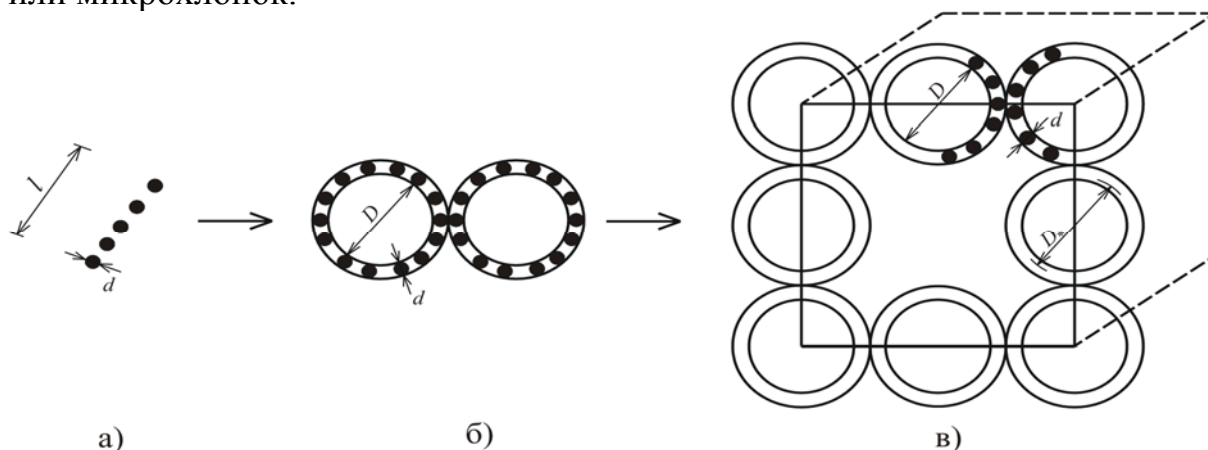


Рис. 2.6. Схема построения ячеисто-цепочной коагуляционной структуры:
 а – цепочечный агрегат первичных частиц;
 б – контактное взаимодействие двух частиц примесей;
 в – коагуляционная структура (микрохлопок)

Модель предполагает, что прочность индивидуального контакта частиц загрязнений соответствует суммарной прочности элементарных контактов между адсорбированными частицами ПГК, а общая прочность структуры является результатом аддитивного сложения сил сцепления в контактах, приходящихся на единицу площади сечения структуры:

$$P = f \cdot N, \text{ Па} \quad (2.38)$$

$$f = f_1 \cdot N_1 = f_1 \cdot \Theta \cdot S / S_1, \quad (2.39)$$

где P – прочность структуры, Па;

f – сила контакта между частицами примесей, Н;

N – число контактов на единицу сечения структуры, м^{-2} ;

f_1 – сила элементарного контакта между частицами ПГК, Н;

- N_1 – число частиц ПГК, участвующих в контакте;
- S – площадь поверхности частицы загрязнений, м²;
- S_1 – посадочная площадь частицы ПГК, м²;
- Θ – степень покрытия поверхности частиц загрязнений ПГК, меняющая значения от 0 до 1.

Величина N может быть найдена, в первом приближении, из уравнения [93]:

$$N \approx 1,6 \cdot \Phi^{2/3} / D_*^2, \quad (2.40)$$

где Φ – объемное содержание твердого вещества в микрохлопьях (плотность микрохлопьев), определяемая из выражения;

$$\Phi = \pi(3n - 2) / 6n^3, \quad (2.41)$$

D_* – диаметр частиц примесей с учетом оболочки ПГК, м;

n – число частиц примесей в цепочечном агрегате.

По [101]

$$N = (n \cdot D_*)^{-2}. \quad (2.42)$$

Величина n , в свою очередь, является функцией f и скоростного градиента, созданного при перемешивании воды [10]:

$$n \cdot D_* = 5,2 \left(\frac{\mu \cdot n}{\rho \cdot G} \right)^{0,5} \exp(-0,58\pi \cdot \eta \cdot n^4 \cdot D_*^2 G / f), \quad (2.43)$$

где μ – динамическая вязкость воды, Па·с;

ρ – плотность воды, кг/м³;

G – скоростной градиент, с⁻¹;

Результаты расчетов, приведенных в работе [3], показывают, что влияние G на величины P и Φ определяется зависимостями:

$$P = K_1 G^\beta \quad (2.44)$$

$$\Phi = K_2 G^\gamma \quad (2.45)$$

где K_1 и K_2 – коэффициенты, зависящие от D и расстояния между взаимодействующими частицами загрязнений;

β и γ – показатели степени: $\beta = 0,56$; $\gamma = 0,5 - 0,55$.

Чтобы рассчитать P для коагуляционной структуры, образованной из частиц разного размера, нужно установить зависимость f (или Θ) от D в уравнении (2.39). Величина Θ взаимосвязана с дозой коагулянта, а её теоретически оптимальная величина, при которой реализуется наиболее прочный контакт на плоскости взаимодействия, составляет 0,5. Значение Θ , очевидно, может меняться в зависимости от кинетических условий

коагуляции, в первую очередь, в зависимости от концентрации частиц примесей [3].

Учитывая, что площадь поверхности шарообразной частицы загрязнений $S = \pi \cdot D^2$, а посадочная рабочая площадь одной частицы продуктов гидролиза коагулянта (ПГК) $S_1 = \pi \cdot d^2 / 4$, формулу (2.39) можно переписать в виде:

$$f = \frac{4 \cdot \Theta_m \cdot D^2}{\pi \cdot d^2} f_1 = F_1(1/d) \quad (2.46)$$

где Θ_m – требуемая степень покрытия поверхности частиц загрязнений ПГК.

Величина f_1 для частиц ПГК, взаимодействующих друг с другом, пропорциональна величине d и, следовательно, f обратно пропорциональна d .

Удельная объемная доза коагулянта α_V , требующаяся для взаимной фиксации частиц загрязнений, равна произведению числа частиц ПГК, участвующих в контакте, на объем одной такой частицы и, следовательно, прямо пропорциональна d :

$$\alpha_V = \frac{4 \cdot \Theta_m \cdot \pi \cdot D^2}{\pi \cdot d^2} \cdot \frac{\pi \cdot d^3}{6} = F_2(d). \quad (2.47)$$

Таким образом, при одних и тех же дисперсности частиц загрязнений и степени покрытия их поверхности ПГК, чем мельче частицы ПГК, тем прочнее коагуляционная структура и меньше требуется коагулянта. Более интенсивное перемешивание увеличивает вероятность сорбции на поверхности частиц загрязнений мелких (зародышевых) частиц ПГК, что, согласно (2.46), (2.47), приводит к экономии коагулянта при одновременном увеличении прочности связи частиц в микрохлопьях.

Умножая и деля правую часть уравнения (2.47) на D , а также учитывая, что объем частицы загрязнения $V_{\text{ч}} = \frac{\pi \cdot D^3}{6}$ получим

$$\alpha_V = \frac{4 \cdot \Theta_m \cdot V_{\text{ч}} \cdot d}{D} \quad (2.48)$$

Умножая правую и левую части уравнения (2.48) на $N_{\text{ч}}$ и $\rho_{\text{ч}}$, где $N_{\text{ч}}$ и $\rho_{\text{ч}}$ – соответственно общее количество и плотность частиц загрязнений в единице объема воды, а также допуская, что плотность частиц ПГК $\rho_{\text{к}} \approx \rho_{\text{ч}}$, получим выражение для определения весовой дозы коагулянта (мг/л), необходимой для удаления загрязнений из воды

$$D_{\text{к}} = \frac{4 \cdot \Theta_{\text{т}} \cdot V_{\text{ч}} \cdot \rho_{\text{ч}} \cdot N_{\text{ч}} \cdot d}{D} = 4 \cdot \Theta_{\text{т}} \cdot c \cdot \frac{d}{D}, \quad (2.49)$$

где c – весовая концентрация примесей в воде, мг/л

Из формулы (2.49) следует, что при постоянных значениях c , d и D дозу коагулянта можно снизить за счет уменьшения требуемой степени покрытия поверхности частиц загрязнений ПГК. Это условие можно обеспечить при перемешивании раствора коагулянта с водой в присутствии пузырьков воздуха. Как уже отмечалось в п. 2.1 пузырьки воздуха в кислой среде имеют положительный заряд и при столкновении с отрицательно заряженными частицами примесей за счет электростатических сил взаимодействия притягивают частицы, занимая для контакта часть их поверхности (рис. 2.7). Кроме того, притяжение пузырька и частицы загрязнений может происходить за счет сил поверхностного натяжения при их контакте.

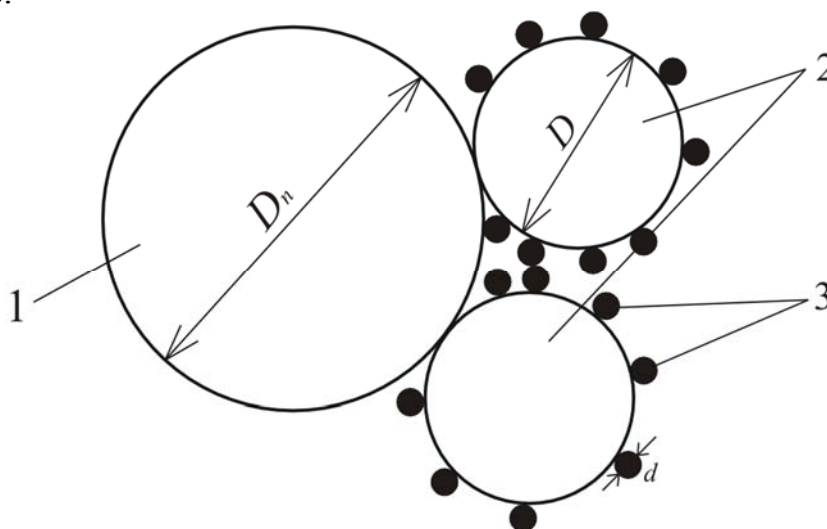


Рис. 2.7. Схема взаимодействия скоагулированных частиц примесей с пузырьком воздуха:
1 – пузырек воздуха; 2 – частицы примесей; 3 – ПГК

Требуемая степень покрытия ПГК поверхности частиц загрязнений в этом случае будет определяться из выражения

$$\Theta_{\text{тп}} = \frac{\Theta_{\text{г}}}{\Pi_{\text{к}}}, \quad (2.50)$$

где $\Pi_{\text{к}}$ – безразмерный параметр ($\Pi_{\text{к}} > 1$), зависящий от удельной поверхности $S_{\text{п}}$ пузырьков воздуха в единичном объеме обрабатываемой воды;

$$\Pi_{\text{к}} = k_s \cdot S_{\text{п}}^m, \quad (2.51)$$

где m – показатель степени.

k_s – коэффициент пропорциональности.

По результатам опытов [105] показатель степени m может варьироваться от 0,5 до 1,0.

При газонасыщении воды φ , а также известных значениях среднего диаметра пузырьков $d_{\text{п}}$ количество пузырьков в единице объема смесителя будет равно, шт./м³

$$N_n = \frac{1 \cdot \varphi \cdot 6}{\pi \cdot d_n^3}. \quad (2.52)$$

Общую площадь поверхности пузырьков воздуха, м²/м³, в единичном объеме смесителя можно определить по соотношению:

$$S_n = S_{1n} \cdot N_n, \quad (2.53)$$

где $S_{1n} = \pi \cdot d_n^2$ – площадь поверхности одного пузырька, м²

Подставляя (2.52) в (2.53) получим новое выражение для удельной поверхности пузырьков, м²/м³

$$S_n = \frac{6\varphi}{d_n} \quad (2.54)$$

Следовательно, величина параметра Π_k в формуле (2.51) прямо пропорциональна воздухонасыщению обрабатываемой воды и обратно пропорциональна среднему диаметру пузырьков воздуха.

Уменьшение диаметра пузырьков в водовоздушной смеси происходит за счет турбулентных пульсаций потока.

Турбулентные пульсации скорости в потоке имеют следующие характеристики: масштаб пульсаций λ (м); скорость пульсаций V_λ (м/с); градиент скорости пульсаций G_λ (с⁻¹); длительность пульсации скорости T_λ (с). Дробление пузырьков воздуха может происходить только под действием турбулентных пульсаций скоростей потока, масштаб которых λ не превышает диаметр пузырька воздуха $d_{\text{п}}$. Пульсации больших масштабов не приводят к дроблению пузырька, поскольку они просто переносят его из одной точки потока в другую, не вызывая его деформации. Таким образом, масштабы турбулентных пульсаций скорости потока, приводящие к диспергированию пузырька, должны быть примерно равны его размеру ($\lambda \approx d_n$), с уменьшением масштаба турбулентных пульсаций их энергия увеличивается. Максимальной энергией обладают турбулентные пульсации нулевого масштаба λ_0 .

Согласно теории Колмогорова – Обухова внутренний масштаб турбулентных пульсаций нулевого порядка, м, определяется соотношением [101]:

$$\lambda_0 = \sqrt[4]{\frac{V^3}{\varepsilon}}, \quad (2.55)$$

где ε – удельная секундная диссипация энергии в турбулентном потоке за единицу времени, отнесенная к единице массы потока, $\frac{\text{Дж}}{\text{кг} \cdot \text{с}}$;

ν – кинематический коэффициент вязкости среды, $\frac{\text{м}^2}{\text{с}}$.

Градиент скорости турбулентных пульсаций нулевого масштаба G_{λ_0} , с^{-1} , определяется соотношением [67]:

$$G_{\lambda_0} = \sqrt{\frac{\varepsilon}{\nu}}. \quad (2.56)$$

Скорость турбулентной пульсации нулевого масштаба V_{λ_0} , м/с, может быть определена из соотношения:

$$V_{\lambda_0} = G_{\lambda_0} \lambda_0 = \sqrt[4]{\nu \varepsilon}. \quad (2.57)$$

Длительность пульсаций скорости нулевого масштаба T_{λ_0} , с, может быть определена как частное от деления λ_0 на V_{λ_0} .

Поскольку в турбулентном потоке наблюдается широкий спектр масштабов пульсаций скорости, то в диспергировании пузырьков будут участвовать турбулентные пульсации, масштаб которых изменяется от $\lambda \approx d_n$ до наиболее низкомасштабных пульсаций (λ_0), обладающих достаточной энергией для нарушения сплошности поверхности раздела фаз газ-жидкость. Размер образующихся при этом пузырьков воздуха, м, может быть с логарифмической точностью описан соотношением [64]:

$$d_n = \sqrt{\frac{\sigma \nu}{25 \rho V_{\lambda}^3}}, \quad (2.58)$$

где d_n – диаметр пузырька воздуха, образующегося в процессе обработки водовоздушной смеси, м;

σ – коэффициент поверхностного натяжения неискривленной поверхности раздела фаз газ-жидкость, Н/м;

ρ – плотность воды, $\text{кг}/\text{м}^3$;

Формула (2.58) не слишком удобна для вычислений, так как в ней присутствует трудноопределимая величина V_{λ} .

Для практических расчетов может быть рекомендована следующая формула для расчета d_n [32]

$$d_n = k_{\lambda} \left(\frac{\sigma}{\rho} \right)^{0,6} \cdot \varepsilon_0^{-0,4}, \quad (2.59)$$

где k_λ – коэффициент, $k_\lambda = 0,40 - 0,43$;

ε_0 – среднее значение мощности, рассеиваемой в единице массы перемешиваемой среды, Вт/кг.

Принимая по аналогии с (2.55)

$$G = \sqrt{\frac{\varepsilon_0}{\nu_c}}, \quad (2.60)$$

где ν_c – кинематический коэффициент вязкости водовоздушной смеси, м²/с,

получим в окончательном виде выражение для определения диаметра пузырька воздуха

$$d_n = k_\lambda \left(\frac{\sigma}{\rho} \right)^{0,6} \cdot (G^2 \nu_c)^{-0,4}. \quad (2.61)$$

С учетом (2.54) и (2.61) выражение для определения параметра Π_κ по формуле (2.51) можно записать в виде

$$\Pi_\kappa = k_s \cdot S_n^m = k_s \left[\frac{6 \cdot \varphi \cdot (G^2 \cdot \nu_c)^{0,4}}{k_\lambda (\sigma / \rho)^{0,6}} \right]^m. \quad (2.62)$$

Внося в формулу (2.49) вместо Θ_m величину Θ_{mn} , определяемую по (2.50), получим следующее выражение для определения дозы коагулянта, мг/л

$$D_\kappa = \frac{4 \cdot \Theta_{mn} \cdot c \cdot d}{D \cdot k_s} \left[\frac{6 \cdot \varphi \cdot (G^2 \cdot \nu_c)^{0,4}}{k_\lambda \cdot (\sigma / \rho)^{0,6}} \right]^{-m} \quad (2.63)$$

Таким образом, доза коагулянта, введенного в смеситель с добавлением воздуха при постоянных значениях c , d и D будет обратно пропорциональна газонасыщению водовоздушной смеси φ в степени m и градиенту скорости перемешивания G в степени $0,8m$.

Высокая степень газонасыщения воды с минимальными энергозатратами может быть обеспечена при использовании концентрированного коагулирования (см. п. 1.4), когда сжатый воздух подается во вспомогательный поток, обработанный одним или несколькими коагулянтами. Кроме того, на трубопроводе вспомогательного потока более удобно организовать условия для интенсивного перемешивания водовоздушной смеси с растворами коагулянтов.

На основании анализа теоретических исследований процессов коагуляции воды автором предложен новый способ с применением высокоградиентного перемешивания вспомогательного потока воды с растворами реагентов СА, ПОХА и сжатым воздухом при концентрированном

коагулировании. Предложенный способ реализуется по следующей схеме (рис. 2.8) [30].

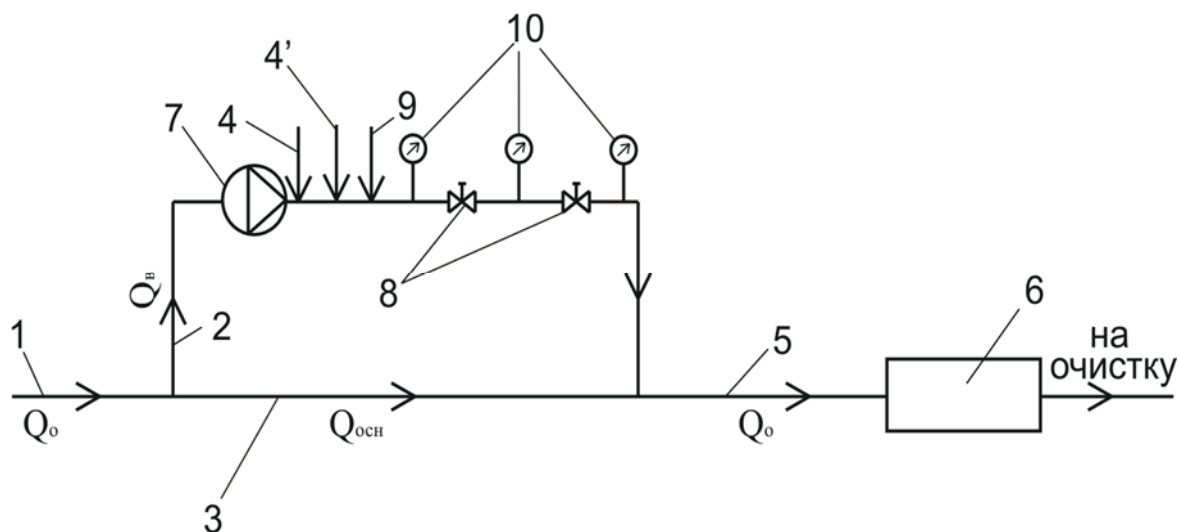


Рис. 2.8. Схема обработки воды по способу высокоградиентного перемешивания при концентрированном коагулировании:
 1 – подача воды; 2 – отвод части воды на реагентную обработку (вспомогательный поток); 3 – основной поток; 4, 4' – подача коагулянтов ПОХА и СА; 5 – отвод общего потока; 6 – камера хлопьеобразования; 7 – центробежный насос; 8 – дроссельное устройство; 9 – подача сжатого воздуха; 10 – манометры

Вспомогательный поток очищаемой воды (с расходом $Q_{\text{в}}$) подается во всасывающий патрубок повысительного центробежного насоса 7 и с требуемым давлением пропускается через дроссельные устройства 8. Степени закрытия дроссельных устройств подбираются таким образом, чтобы перепад давлений $\Delta p_{\text{д}}$ перед и за каждым устройством при заданном расходе $Q_{\text{в}}$ соответствовал расчетному перепаду Δp , позволяющему получать высокие значения градиента скорости G в определенных пределах. Растворы коагулянтов СА и ПОХА подаются во всасывающий патрубок насоса 7, а сжатый воздух с заданным расходом – непосредственно перед одним или несколькими дросселирующими устройствами, где осуществляется диспергация пузырьков воздуха до размеров 300-500 мкм. Образующаяся высокодисперсная система «вода – воздух» обладает высокой удельной поверхностью, а пузырьки воздуха становятся дополнительными центрами коагуляции гетерофазных загрязнений природных вод. Кроме того, аэрирование ускоряет процесс десорбции углекислоты, образующейся вследствие гидролиза коагулянта.

Таким образом, за счет суммарного воздействия нескольких факторов (быстрого и полного смешения коагулянта с водой, создания высокодисперсной водовоздушной смеси, концентрированного коагулирования) в предлагаемом смесительном узле создаются благоприятные условия для

проведения эффективной последующей очистки природных вод на сооружениях различного типа.

Так как повысительный насос является достаточно энергоемким устройством, расход вспомогательного потока в предлагаемом способе не превышает 3–5% от общего расхода очищаемой воды, а требуемое давление, развиваемое повысительным насосом, задается на 10–15% выше значения суммарного перепада давлений на дросселях Δp_d , что позволяет минимизировать энергопотребление при перекачивании вспомогательного потока.

Для экспериментального подтверждения теоретических положений, касающихся разработки реагентосберегающей технологии очистки воды при совместном использовании коагулянтов СА и ПОХА целесообразно проведение ряда лабораторных исследований на ВОС г. Пензы в различные периоды года.

Выводы

1. На основе анализа теории коагулирования гетерофазных примесей воды с использованием алюмосодержащих коагулянтов показано, что плотность коагуляционных структур зависит от степени гидролиза коагулянта, рН, температуры и анионного состава воды. Существенное увеличение плотности хлопьев продуктов гидролиза коагулянта (ПГК) достигается за счет аэрирования воды в смесителе и повышения интенсивности перемешивания воды с раствором коагулянта.

2. Влияние аэрации на процесс хлопьеобразования обусловлено демпфированием мелкомасштабных пульсаций воды при перемешивании, ускоренным образованием зародышей твердой фаз ПГК на поверхности воздушных пузырьков за счет электростатических и поверхностных сил, а также выделением из воды избыточных количеств углекислого газа.

3. Получены теоретические зависимости, показывающие, что доза коагулянта, введенного в смеситель при одновременной аэрации воды, пропорциональна концентрации гетерофазных примесей и обратно пропорциональна среднему размеру частиц загрязнений, газонасыщению полученной водовоздушной смеси и градиенту скорости перемешивания.

4. На основании теоретических исследований предложен реагентосберегающий способ высокоградиентного перемешивания вспомогательного потока воды с растворами коагулянтов и сжатым воздухом при концентрированном коагулировании. Для нахождения рациональных режимов коагуляционной обработки воды по предложенному способу целесообразно проведение комплексных лабораторных исследований с применением СА и ПОХА.

3. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ИНТЕНСИВНОСТИ ПЕРЕМЕШИВАНИЯ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ РЕАГЕНТОВ С ВОДОЙ ПРИ КОНЦЕНТРИРОВАННОМ КОАГУЛИРОВАНИИ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОЧИСТКИ

3.1. Объект исследований, программа и методика проведения лабораторных испытаний

3.1.1. Объект исследования и описание лабораторной установки

Объектом исследований в диссертации являлась вода Сурского водохранилища, являющегося основным источником водоснабжения г. Пензы. Качественные показатели воды данного водохранилища в различные периоды года представлены в табл. 1.1.

Согласно требованиям [81] основные показатели качества очищенной воды после реагентной обработки и двухступенчатой очистки не должны были превышать следующих пороговых значений: мутность – 1,5 мг/л; цветность – 20 град; перманганатная окисляемость – 5 мгО₂/л; остаточный алюминий – 0,5 мг/л. Требуемые значения pH устанавливались в пределах от 6 до 9.

Исследования влияния режимов перемешивания раствора коагулянтов с исходной сырой водой на качество водоподготовки при использовании метода концентрированного коагулирования проводились на лабораторной установке, схема которой приведена на рис. 3.1.

Установка была смонтирована в помещении основного блока водоподготовки площадки «Кирпичная» водопроводных очистных сооружений (ВОС) г. Пензы. Исходная сырая вода Сурского водохранилища при помощи отводящего трубопровода 2 отбиралась из напорного водовода 1, соединяющего насосную станцию I подъема и ВОС. Давление воды в водоводе составляло не более $0,4 \cdot 10^5$ Па. На отводящем трубопроводе 2 поочередно устанавливались два центробежных повысительных насоса 3 и 3' производительностью каждый до 2 м³/ч с напорами соответственно до 20 м (p_n до $2 \cdot 10^5$ Па) и до 50 м (p_n до $5 \cdot 10^5$ Па), которые включались также поочередно. Подача растворов коагулянтов СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» производилась с регулируемым расходом насосами-дозаторами 14 и 14' в вихревое смесительное устройство 4, туда же в ряде экспериментов (см. гл. 4) подавался сжатый воздух от компрессора 5. Кроме того, для получения сравнительных данных по очистке воды в ряде экспериментов раствор СА дозировался самостоятельно.

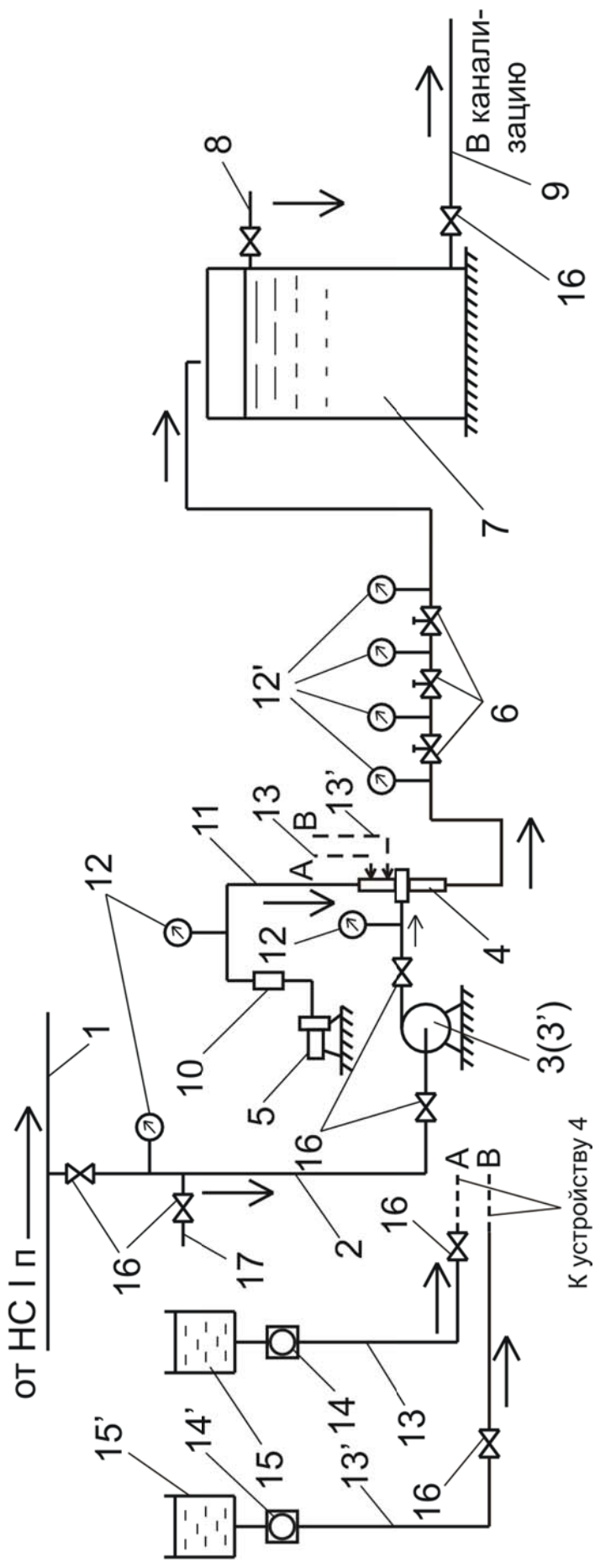


Рис. 3.1. Схема лабораторной установки для исследования режимов смешения коагулянтов со вспомогательным объемом исходной воды.

- 1 – напорный водовод подачи исходной воды на ВОС; 2 – отводящий трубопровод; 3(3') – насосы $Q=2 \text{ м}^3/\text{ч}$, $H=20 \text{ м}$ или $Q=2 \text{ м}^3/\text{ч}$, $H=50 \text{ м}$; 4 – устройство для смешения воды с реагентами и воздухом; 5 – компрессор;
- 6 – дроссельные устройства; 7 – приемный бак; 8 – патрубок отбора проб воды, обработанной коагулянтами;
- 9 – сливной трубопровод; 10 – ротаметр; 11 – трубка для подачи сжатого воздуха; 12, 12' – манометры;
- 13, 13' – трубки для подачи коагулянта; 14, 14' – насосы-дозаторы; 15, 15' – расходные баки коагулянтов СА и ПОХА;
- 16 – запорная арматура; 17 – патрубок отбора проб исходной воды

Высокоградиентное перемешивание растворов коагулянтов с водой осуществлялось на дроссельных устройствах 6, используемых в количестве от 1 до 3, которые представляли собой вентили $d_y=20$ мм с дисковыми затворами. Перепад давления Δp_d на дроссельных устройствах варьировался от $0,1 \cdot 10^5$ Па до $4,0 \cdot 10^5$ Па за счет изменения степени закрытия затворов и определялся при помощи показаний манометров 12'.

Вода, обработанная коагулянтами при заданных значениях Δp_d поступала в бак 7, снабженный патрубком 8 для отбора проб, и далее сливалась в канализацию. Расход воды измерялся объемным методом.

3.1.2. Программа и методика проведения лабораторных исследований

Программа лабораторных исследований по очистке воды Сурского водохранилища с использованием концентрированного коагулирования предусматривала коагуляционную обработку вспомогательного объема исходной воды с высокоградиентным перемешиванием в опытной установке, смешение данного объема с остальной частью необработанной исходной воды, флокулирование полученной смеси и её последующую двухступенчатую очистку.

Целью проведения исследований являлось нахождение наиболее экономичных доз коагулянтов, определение рациональных режимов их перемешивания с водой в лабораторных условиях, а также соотношений объемов обработанной в установке и необработанной сырой воды, обеспечивающих высокое качество последующей очистки отстаиванием и фильтрованием. Градиент скорости при перемешивании коагулянтов с исходной водой в лабораторной установке определялся по формулам (2.36) и (2.37). Так как все три дроссельных устройства использовались в качестве смесителей, их объемы перемешивания V_{c1} , V_{c2} , V_{c3} , используемые для определения величин W в формуле (2.37) находились по соотношениям:

$$V_{c1} = \frac{\pi d^2}{4} \cdot l_1; V_{c2} = \frac{\pi d^2}{4} \cdot l_2; V_{c3} = \frac{\pi d^2}{4} \cdot l_d \quad (3.1)$$

где d – диаметр трубопровода, на котором установлено дроссельное устройство, м;

l_1 – длина трубопровода между первым и вторым дросселями;

l_2 – длина участка трубопровода между вторым и третьим дросселями;

l_d – длина зоны наиболее сильных возмущений потока с обратными вихревыми токами и интенсивными процессами массообмена за последним (третьим) дросселем, $l_d=(10 \div 15) d$ [47].

Значения градиента скорости перемешивания G в лабораторных условиях варьировались за счет поочередного включения насосов 3 или 3' (см. рис. 3.1), а также изменения степени закрытия затворов на дросселях 6. Диапазон изменения значений G в дроссельных устройствах лабораторной

установки составлял от $0,8 \cdot 10^4$ до $4,2 \cdot 10^4$ с⁻¹. Время перемешивания на каждой ступени составляло от 0,05 до 0,18 с. Каждая проба воды из бака 7 отбиралась с помощью мензурки и смешивалась в стеклянной емкости объемом $V=1,5$ л с исходной некоагулированной водой, отобранной из патрубка 17, в соотношениях от 10:90 до 40:60. Таким образом, моделировался способ концентрированного коагулирования с введением коагулянтов в часть (10 – 40 %) очищаемой воды (см. рис. 3.1).

При моделировании стандартного способа концентрированного коагулирования (см. рис. 1.6) с использованием низкоградиентного перемешивания, из патрубка 17 (см. рис. 3.1) отбиралась исходная сырая вода (вспомогательный объем), перемешивалась с коагулянтами при $G=1,2 \cdot 10^2$ с⁻¹ в течение 0,5-1 мин и далее смешивалась с основным объемом исходной некоагулированной воды в соотношениях от 10:90 до 40:60.

В соответствии с соотношением объемов обработанной и необработанной воды дозы СА и ПОХА пересчитывались на 1 литр полученной смеси (общего объема). В экспериментах использовался очищенный сульфат алюминия (СА) с содержанием Al_2O_3 16 % и полиоксихлорид алюминия (ПОХА) «АКВА-АУРАТ™ 30» с массовой долей оксида алюминия 30 %. Смесь по аналогии с режимом работы камер хлопьеобразования ВОС пл. «Кирпичная» дополнительно обрабатывалась флокулянт – полиакриламидом (ПАА) и подвергалась медленному перемешиванию с градиентом скорости 20 с⁻¹ в течение 2 мин, после чего переливалась в литровый стеклянный цилиндр и отстаивалась в течение 2 ч. Отстоянная (осветленная) вода отбиралась из верхней части цилиндра и фильтровалась через бумажный фильтр. В процессе экспериментов исследовались пять проб, из них четыре пробы – с использованием воды, обработанной на лабораторной установке. Кроме того, одна контрольная проба бралась для исходной сырой воды, которая обрабатывалась коагулянт по стандартной методике [36,79] (быстрое перемешивание с $G=120$ с⁻¹ в течение 2 мин и далее медленное перемешивание с добавлением ПАА при $G=20$ с⁻¹ в течение 2 мин) с последующим отстаиванием и фильтрованием через бумажный фильтр. В контрольную пробу добавлялся раствор СА с дозой, принятой на ВОС для обработки воды в день проведения эксперимента. Дозы ПАА во всех пробах каждой серии были одинаковыми. Анализы показателей воды проводились в лаборатории ВОС пл. «Кирпичная» г. Пензы. В соответствии с рекомендациями В.А. Драгинского [36] эффективность действия коагулянтов прежде всего оценивалась по показателям мутности, цветности, перманганатной окисляемости (ПО) и остаточному алюминию в очищенной воде. Кроме вышеуказанных показателей определялись также рН и щелочность воды.

Пробное коагулирование проводилось при поддержании температуры воды, соответствующей температуре воды водоисточника.

3.1.3. Методика проведения химических анализов

Определение концентраций различных примесей в воде производилось в соответствии с рекомендациями [7,48,75]. Для определения мутности использовался фотометрический метод путем измерения интенсивности ослабления проходящего света. В качестве измерительного оборудования использовался фотоколориметр КФК с зеленым светофильтром (при длине волны λ 530 нм).

Реактивы и материалы.

Стандартная суспензия каолина.

а) Основная стандартная суспензия. Каолин $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ просеивали через шелковое сито с отверстиями диаметром 0,1 мм; 25-30 г каолина хорошо взбалтывали с 3-4 л дистиллированной воды и оставляли на 24 ч, после чего, не взмучивая осадка, отбирали среднюю неосветлившуюся часть жидкости. К оставшейся части вновь приливали 3 л воды, сильно взбалтывали, снова оставляли в покое на 24 ч и вновь отбирали среднюю неосветлившуюся часть. Так повторяли до тех пор, пока не собиралось достаточное количество суспензии с мутью, не осаждающейся в течении 3 сут. Затем осветленную часть жидкости удаляли, так как она содержала слишком мелкие частицы каолина. Оставшуюся часть использовали как основной стандартный раствор.

Концентрацию полученной суспензии проверяли гравиметрически, для чего отбирали 5 мл суспензии, фильтровали через промытый беззольный фильтр, осадок промывали, высушивали и прокаливали при 500°C до постоянной массы. Ее считали достигнутой, если разница в массе при двух последовательных взвешиваниях была не более 0,0004 г. Суспензию стабилизировали пирофосфатом калия (200 мг/л) и консервировали формалином (10 мг/л).

б) Рабочая стандартная суспензия. Расчетным путем определяли количество суспендированного осадка, необходимого для приготовления рабочей суспензии каолина с содержанием 0,1 мг/л. Полученную суспензию консервировали формалином.

2. Пирофосфат калия

3. Формалин 40% раствор

4. Мембранные фильтры №4.

Ход определения. Фотометрическое определение. Воду с мутностью >50 мг/л предварительно перемешивали и разбавляли дистиллированной водой. При турбидиметрическом измерении (в проходящем свете) в кювету фотоколориметра с толщиной оптического слоя 2-5 см вносили тщательно перемешанную исследуемую или разбавленную воду, фотометрировали при зеленом светофильтре (λ 530 нм) по отношению к исследуемой воде, из которой были удалены взвешенные и суспендированные частицы фильтрованием через мембранный фильтр.

Величину мутности (мг/л) находили по соответствующему калибровочному графику.

Калибровочный график. Все рабочие стандартные суспензии перед использованием тщательно перемешивали, после чего вносили объемы, указанные в табл.3.1, в мерные колбы вместимостью 100 мл, разбавляли дистиллированной водой до метки и перемешивали.

Т а б л и ц а 3 . 1

Шкала стандартных суспензий для определения мутности воды

Используемая стандартная суспензия	Величина мутности стандартной суспензии	Ожидаемая мутность воды	Объем вносимой суспензии, мл	Величина мутности
Каолин	0,1 мг/л	<20 мг/л	0-0,5-1-5-10-15-20	0-0,5-1-5-10-15-20 мг/л
То же	0,1 мг/л	>20 мг/л	0-20-30-40-50	0-20-30-40-50 мг/л

Фотометрировали суспензии и строили калибровочные графики в координатах оптическая плотность – величина мутности (мг/л).

Величину мутности (мг/л) при разбавлении пробы рассчитывали по формуле

$$X = \frac{A \cdot 100}{V}, \quad (3.2)$$

где A – мутность, найденная по калибровочному графику, мг/л;

V – объем пробы, взятой для анализа, мл;

100 – объем, до которого была разбавлена проба, мл.

Цветность воды определялась фотометрическим методом, сравнивая с искусственными стандартами (с окраской стандартной хромово-кобальтовой шкалы).

Приготовление бихромата калия и сульфата кобальта (II). Готовили 2 раствора. Основной №1: растворяли отдельно в дистиллированной воде 0,0875 г бихромата калия $K_2Cr_2O_7$ и 2 г сульфата кобальта (II) $CoSO_4 \cdot 7H_2O$, затем их смешивали, прибавляли 1 мл серной кислоты (пл. 1,84 г/см³), доводили дистиллированной водой до 1 л. Этот раствор соответствовал цветности 500°. Раствор №2: 1 мл серной кислоты пл. 1,84 г/см³ доводили дистиллированной до 1 л. Смешивая растворы 1 и 2 в соотношениях, указанных в табл.3.2 готовили шкалу цветности.

Ход определения. При фотометрическом определении исследуемую воду, при необходимости профильтрованную, помещали в кювету с толщиной оптического слоя 5 см и фотометрировали при синем светофильтре (λ 413 нм) по отношению к дистиллированной воде. Величину цветности вычисляли по калибровочному графику.

Калибровочный график. Растворы шкалы цветности (см. табл.3.2) фотометрировали в тех же условиях, что и исследуемую пробу. По

полученным результатам строили калибровочный график в координатах оптическая плотность – величина цветности в градусах.

Т а б л и ц а 3 . 2

Шкала цветности из бихромата калия и сульфата кобальта

Раствор	Градусы цветности													
	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	70	80	90	100
№1, мл	0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20
№2, мл	100	99	98	97	96	95	94	92	90	88	86	84	82	80

Перманганатную окисляемость воды определяли методом Кубеля, основанном на окислении веществ, присутствующих в воде, 0,01 н. раствором перманганата калия в сернокислой среде при кипячении.

Аппаратура. 1. Плоскодонные колбы для кипячения вместимостью 250–300 мл, предназначенные только для окисляемости. Новые колбы обрабатывали перед употреблением кипячением в кислом растворе перманганата калия. 2. Стеклянные шарики. Реактивы. 1. Вода дистиллированная (или бидистиллированная), не содержащая окислителей. Применяли для приготовления реактивов и разбавления проб.

2. Серная кислота, разбавленный (1:3) раствор. Прибавляли при помешивании 1 объем серной кислоты пл. 1,84 г/см³ к 3 объемам дистиллированной воды. По охлаждении раствора до 40 °С к нему прибавляли 0,01 н. раствор перманганата калия до слабо-розовой окраски.

3. Серная кислота, разбавленный (1 :15) раствор.

4. Щавелевая кислота, 0,01 н. раствор. растворяли 0,6303 г щавелевой кислоты в мерной колбе вместимостью 1 л в серной кислоте (1:15) и доводили объем до метки этой же кислотой; 1 мл раствора соответствовал 0,08 г кислорода.

5. Перманганат калия, 0,1 и 0,01 н. растворы, а) Основной раствор, 0,1 н. Растворяли 3,2 г перманганата калия в 1 л дистиллированной воды. Хранили в темной склянке, изредка перемешивая. Использовали через 2–3 недели после приготовления, б) Рабочий раствор, 0,01 н. Готовили разведением основного. Хранили в склянке темного стекла. Через несколько дней устанавливали титр раствора. Для этого в коническую, колбу наливали 100 мл дистиллированной воды, прибавляли 10 мл 0,01 н. щавелевой кислоты и 5 мл серной кислоты (1 : 3). Смесь нагревали до кипения и, слегка охладив (до 80–90°С), титровали 0,01 н. раствором перманганата калия до слабо-розовой окраски. Если поправка раствора отличалась от 1,00 больше чем на 0,05, то раствор соответственно разбавляли или концентрировали. Нормальность раствора перманганата калия устанавливали в день анализа.

Ход определения. В колбу помещали 100 мл исследуемой воды (или разбавленной до 100 мл), несколько стеклянных шариков, приливали 5 мл разбавленной серной кислоты (1:3) и 10 мл 0,01 н. перманганата калия. Смесь нагревали так, чтобы она закипела не более чем через 5 мин, и

кипятили точно 10 мин, закрыв маленькой конической воронкой для уменьшения испарения. К горячему раствору прибавляли 10 мл 0,01 н. щавелевой кислоты. Обесцвеченную горячую (80–90°C) смесь титровали 0,01 н. перманганатом калия до слабо-розового окрашивания.

Если в процессе кипячения содержимое колбы теряло розовую окраску или бурело, то определение повторяли, разбавив исследуемую воду. Определение также повторяли, если при обратном титровании щавелевой кислоты было израсходовано более 7 мл или менее 2 мл 0,01 н. перманганата калия. Одновременно проводили холостой опыт со 100 мл дистиллированной воды и обрабатывали ее так же, как и анализируемую воду. Расход раствора перманганата калия не должен был превышать 0,3 мл.

Величину перманганатной окисляемости (мг О/л) рассчитывали по формуле

$$X = \frac{(A - B) \cdot K \cdot 0,01 \cdot 8 \cdot 1000}{V} = \frac{(A - B) \cdot K \cdot 80}{V}, \quad (3.3)$$

где А и В – объемы 0,01 н. перманганата калия, израсходованные на титрование исследуемой и холостой пробы, мл;

К – поправочный коэффициент к раствору перманганата калия;

V – объем пробы, взятой для анализа, мл;

8 – эквивалент кислорода. Если поправка к титру перманганата калия имела значение от 0,995 до 1,005, то при вычислении результатов её учитывали.

Определении концентрации в воде алюминия осуществляли методом, основанном на способности ионов алюминия образовывать с алюминоном оранжево-красное комплексное коллоидное соединение при рН=4,5 в присутствии сульфата аммония.

Реактивы.

1. Ацетатный буферный раствор рН 4,5±0,1. В мерной колбе вместимостью 1 л растворяли 19 г ацетата натрия $\text{NaCH}_3\text{COO} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ в 200-300 мл дистиллированной воды, приливали 8,5 мл ледяной уксусной кислоты и доводили объем до метки дистиллированной водой. Величину рН проверяли потенциометрически и при необходимости доводили рН до 4,5 5,% раствором гидроксида натрия.

2. Гидроксид натрия, 5 % раствор.

3. Сульфат аммония, 30 % раствор.

4. Персульфат аммония, 30 % раствор. Применяли свежеприготовленным.

5. Алюминон, 0,2 % раствор. Использовали через 1 неделю после приготовления. Если появлялся легкий белый осадок, раствор фильтровали через фильтр «синяя лента». Хранили в склянке из темного стекла. Срок хранения 3 мес.

6. Аскорбиновая кислота.

7. Серная кислота пл. 1,84 г/см³.

8. Аммиак, 25 % раствор.

9. Стандартные растворы алюминия, а) Основной раствор. В мерную колбу вместимостью 1 л помещали 1,758 г сульфата алюминия-калия (алюмокалиевые квасцы) $\text{AlK}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, приливали 300-500 мл дистиллированной воды, растворяли препарат, осторожно при перемешивании добавляли 5 мл серной кислоты пл. 1,84 г/см³ и доводили, объем до метки дистиллированной водой. В 1 мл содержалось 0,1 мг алюминия, б) Рабочий раствор. Вносили в мерную колбу вместимостью 100 мл 2 мл основного раствора и доводили объем до метки дистиллированной водой. В 1 мл содержалось 2 мкг алюминия.

Ход определения. В мерную колбу вместимостью 50 мл помещали 25 мл законсервированной пробы (или меньший объем, если концентрация алюминия более 0,5 мг/л), добавляли 25—30 мг аскорбиновой кислоты и нейтрализовывали до рН 4,5 25% аммиаком, контролируя величину рН по универсальной индикаторной бумаге. Приливали 1 мл 30 % сульфата аммония, 2 мл 0,2% алюминона и через 3–5 мин 10 мл ацетатного буферного раствора. После добавления каждого реактива перемешивали. Доводили объем до метки, перемешивали и через 20 мин фотометрировали и находили содержание алюминия (мкг), как указано выше.

Калибровочный график. В мерные колбы вместимостью 50 мл вносят 0-0,5-1-3-5-7 мл рабочего стандартного раствора, что соответствовало содержанию алюминия 0-1-2-6-10-14 мкг. Добавляли дистиллированную воду до объема 25–30 мл, вносили 25–30 мг аскорбиновой кислоты и доводили рН до 4,5 25 % аммиаком, контролируя по универсальной индикаторной бумаге. Далее проводили определение содержания алюминия. Строили калибровочный график в координатах оптическая плотность – содержание алюминия (мкг).

Концентрацию алюминия (мг/л) рассчитывали по формуле

$$X = \frac{A}{V}, \quad (3.4)$$

где A – содержание алюминия, найденное по калибровочному графику, мкг;
 V – объем пробы, взятой для анализа, мл.

Измерение рН производилось электродметрическим методом.

Принцип метода. Метод основан на измерении разности потенциалов, возникающих на границах между внешней поверхностью стеклянной мембраны электрода и исследуемым, раствором, с одной стороны, и внутренней поверхностью мембраны и стандартным раствором — с другой. Внутренний стандартный раствор стеклянного электрода имеет постоянную активность ионов водорода, поэтому потенциал на внутренней поверхности мембраны не меняется. Сдвиг рН на единицу вызывает изменение

потенциала электрода на 58,1 мВ при 20 °С. Пределы линейной зависимости обусловлены свойствами стеклянного электрода.

Аппаратура. 1. Потенциометр (рН-метр) со стеклянным и каломельным электродом. Стеклянный электрод перед работой выдерживали 8 ч в 0,01 н. растворе хлористоводородной кислоты. Перед измерением его несколько раз ополаскивали дистиллированной водой. Стеклянный электрод прокалибровывали по буферным растворам. 2. Термометр с ценой деления 0,1 °С

Реактивы. Для приготовления буферных растворов применяли бидистиллированную воду, лишенную углекислоты (свежепрокипяченную и охлажденную). 1. Бифталатный буферный раствор, рН 4 при 20 °С. Бифталат калия $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$, квалификации х.ч. перекристаллизовывали. Для этого 35 г соли растворяли в 100 мл горячей воды, фильтровали через бумажный или стеклянный фильтр. Кристаллизацию вели при температуре не ниже 25 °С, так как при более низкой температуре образовывались кристаллы трифталата калия – более кислой соли. Полученные кристаллы сушили при 110–115 °С до постоянной массы. Растворяли 10,21 г полученного препарата в мерной колбе вместимостью 1 л в бидистиллированной воде и доводили объем до метки той же водой.

2. Фосфатный буферный раствор, рН 6,88 при 20 °С. а) Дигидроортофосфат калия квалификации для рН-метрии. Соль квалификации х.ч. дважды перекристаллизовывали. Растворяли 50 г KH_2PO_4 при нагревании до кипения в 75 мл дистиллированной воды. Раствор фильтровали горячим. Выделившиеся при постоянном помешивании фильтрата кристаллы отфильтровывали и снова перекристаллизовывали. Сушили до постоянной массы при 110 ± 5 °С. Получали безводный дигидроортофосфат калия. б) Гидроортофосфат натрия квалификации х.ч. дважды перекристаллизовывали, при повторной перекристаллизации температура не превышала 90 °С. Отфильтрованные кристаллы сушили в термостате при 36 °С в течение 2 сут. Получали дигидрат гидроортофосфата натрия в) Отвешивали 3,40 г перекристаллизованного KH_2PO_4 и 3,55 г перекристаллизованного $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, растворяли в мерной колбе вместимостью 1 л в бидистиллированной воде и доводили объем до метки той же водой. Получали фосфатный буферный раствор рН 6,88.

3. Тетраборатный буферный раствор, рН 9,22 при 20 °С. Тетраборат натрия (бура) $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ квалификации х.ч. трижды перекристаллизовывали. Для этого 50 г препарата растворяли в 275 мл воды при 50–60 °С (при более высокой температуре кристаллизовался $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Раствор фильтровали и после охлаждения до 25–30 °С при энергичном помешивании получали кристаллы буры. Их отфильтровывали через бумажный или стеклянный фильтр и повторяли перекристаллизацию в тех же условиях. Кристаллы промывали небольшим количеством бидистиллированной воды и отжимали между листами фильтровальной бумаги. Затем высушивали в

бюксе в эксикаторе над смоченными водой (расплывающимися) кристаллами бромида натрия NaBr до постоянной массы, при этом препарат полностью удерживал кристаллизационную воду и сохранял постоянную массу. Хранили кристаллы в том же эксикаторе. В мерной колбе вместимостью 1 л растворяли 3,81 г перекристаллизованной буры в бидистиллированной воде и доводили объем до метки той же водой.

Хранили буферные растворы в плотно закрытых полиэтиленовых бутылках в прохладном месте.

Ход определения. Перед включением прибора проверяли его «механический нуль», при необходимости его корректировали. Включали рН-метр, после прогрева корректировали «электрический нуль». Затем проверяли и устанавливали шкалу по 2–3 буферным растворам. Для этого стаканчик с буферным раствором помещали под стеклянный и каломельный электроды так, чтобы раствор полностью покрывал шарик стеклянного электрода. Нижний конец каломельного электрода был ниже шарика стеклянного электрода. В стаканчик помещали термометр.

Измеряли рН буферного раствора, спустя 2–3 мин повторяли измерение. Если оба значения совпадали, то потенциал электрода считали установившимся и приступали к коррекции шкалы в соответствии с инструкцией. Затем аналогично поступали с другими буферными растворами. Электрод между измерениями тщательно ополаскивали дистиллированной водой, снимает капли ее чистой фильтровальной бумагой и ополаскивали 2 раза небольшими порциями нового буферного раствора. Значения рН буферных растворов для коррекции шкалы при различной температуре приведены в табл. 3.3.

Т а б л и ц а 3 . 3

рН буферных растворов при различной температуре

Температура, °С	рН буферных растворов		
	бифталатного	фосфатного	тетраборатного
0	4,01	6,98	9,46
5	4,00	6,95	9,39
10	4,00	6,92	9,33
15	4,00	6,90	9,27
20	4,00	6,88	9,22
25	4,01	6,86	9,18
30	4,01	6,85	9,14
35	4,02	6,84	9,10

После проверки и коррекции прибора электроды, термометр и стаканчик тщательно ополаскивали дистиллированной, а затем исследуемой водой. Наливали в стакан анализируемую воду и измеряли рН 2–3 раза с интервалом 2–3 мин. Измерение щелочности воды производили титрометрическим методом.

Принцип метода. Определение щелочности основано на титровании воды сильной кислотой. Количество раствора, необходимое для достижения рН 8,3, эквивалентно свободной щелочности, а для достижения рН 4,5 – общей щелочности. При рН воды меньше 4,5 ее щелочность равна нулю. Конечная точка при титровании находится визуально.

Реактивы. 1. Хлористоводородная кислота, 0,1 н. раствор. При установлении титра раствор продували воздухом, как при анализе пробы.

2. Фенолфталеин, 0,5% раствор. В 50 мл 96% этанола растворяли 0,5 г фенолфталеина и разбавляли 50 мл дистиллированной воды, добавляли по каплям 0,01 н. гидроксид натрия до появления заметной розовой окраски.

3. Метиловый оранжевый индикатор, 0,05% раствор.

4. Смешанный индикатор. В 150 мл 96% этанола растворяли 0,03 г метилового красного и 0,2 г бромкрезолового зеленого и рН раствора устанавливали так, чтобы индикатор имел грязно-серую окраску.

Ход определения. Свободная щелочность. Отмеривали 100 мл исследуемой воды (при высокой щелочности брали меньший объем и разбавляли до 100 мл прокипяченной и охлажденной дистиллированной водой), прибавляли 0,1 мл (2 капли) 0,5% фенолфталеина и титровали на белом фоне 0,1 н. хлористоводородной кислотой до полного обесцвечивания. Для более четкого улавливания конца титрования определение вели с контролем, для чего рядом с титруемой пробой ставили вторую порцию исследуемой воды, добавляли такое же количество индикатора.

Общая щелочность. Отмеривали 100 мл пробы, прибавляли 0,15 мл (3 капли) смешанного индикатора или 0,1 мл (2 капли) метилового оранжевого, затем продували воздух в течение 2–3 мин и титровали 0,1 н. хлористоводородной кислотой на белом фоне в присутствии контрольного раствора до момента, когда зеленая окраска смешанного индикатора переходила в грязно-серую (или до начала перехода окраски метилового оранжевого из желтой в оранжевую). Вновь продували воздух 2–3 мин, и если возвращалась первоначальная окраска, то дотитровывали. Титрование считали законченным, если после продувания окраска раствора не менялась. Воздух продолжали продувать, и через 5 мин, если возвращалась первоначальная окраска, то дотитровывали.

Расчет свободной (Р) и общей (М) щелочности (мг-экв/л) проводили по формулам:

$$P = \frac{A \cdot K \cdot 0,1 \cdot 1000}{V} = \frac{A \cdot K \cdot 100}{V}, \quad (3.5)$$

$$M = \frac{B \cdot K \cdot 0,1 \cdot 1000}{V} = \frac{B \cdot K \cdot 100}{V}, \quad (3.6)$$

где А – объем 0,1 н. хлористоводородной кислоты, израсходованной на титрование по фенолфталеину, мл;

V – то же по смешанному индикатору или метиловому оранжевому, мл;
 K – поправочный коэффициент к 0,1 н. раствору хлористоводородной кислоты;

V – объем пробы, взятой для определения, мл.

3.2. Результаты экспериментальных исследований влияния интенсивности перемешивания коагулянтов СА и ПОХА с водой при концентрированном коагулировании без добавления воздуха на эффективность водоочистки

Экспериментальные исследования проводились в следующие периоды года:

1. Июнь-август (маломутная вода со сравнительно небольшой цветностью и высокой температурой).

2. Ноябрь-декабрь (маломутная и малоцветная вода с низкой температурой).

3. Паводок в апреле-мае (повышенная мутность и цветность воды с низкой температурой и щелочностью).

Испытания в каждый период года проходили в два этапа. На первом этапе определялось влияние различных соотношений вспомогательного объема воды (перемешанного с коагулянтами СА и ПОХА при $G=120 \text{ с}^{-1}$) к основному объему некоагулированной воды на выбор оптимальных доз коагулянтов и, соответственно на качество последующей очистки отстаиванием и фильтрованием.

На втором этапе определялось влияние режимов высокоградиентного перемешивания алюмосодержащих коагулянтов со вспомогательным объемом воды в лабораторной установке без воздуха на качество последующей очистки воды при различных дозах коагулянтов и соотношениях вспомогательного и основного (не обработанного реагентами) объема воды, изменяющихся в пределах от 10:90 до 40:60. Относительный объем воды, обработанный коагулянтами по способу концентрированного коагулирования определялся по формуле

$$P_y = \frac{V_B}{V_o} \cdot 100\% = \frac{V_B}{V_B + V_{\text{осн}}} \cdot 100\% \quad (3.7)$$

где V_B – вспомогательный объем воды, обработанный коагулянтами;

$V_{\text{осн}}$ – основной объем воды, не обработанный коагулянтами;

V_o – общий объем очищаемой воды.

Таким образом, величина P_y на первом и втором этапах экспериментов изменялась в пределах от 10 до 40 %.

При проведении лабораторных исследований в летний период года мутность исходной воды Сурского водохранилища изменялась в пределах 4,7-5,8 мг/л, температура воды была равна 21-22 °С, перманганатная окисляемость 4,7-5,8 мгО₂/л, цветность составляла 22-25 град, величина рН изменялась в пределах 7,6-7,7, щелочность – от 2,2 до 2,4 ммоль/л, концентрация алюминия составляла 0,03-0,04 мг/л. Доза СА, принятая на ВОС пл. «Кирпичная» при данных показателях воды составляла 10 мг/л, доза флокулянта ПАА – 0,07 мг/л. Подщелачивание воды при коагуляции не производилось.

Результаты первого этапа экспериментальных исследований показаны на рис. 3.2-3.4. Концентрации взвешенных веществ в фильтрате контрольной пробы, обработанной СА при $D_k=10$ мг/л, находились в пределах 0,26-0,27 мг/л. При обработке вспомогательного объема воды сульфатом алюминия и перемешивании с градиентом скорости $G=120$ с⁻¹ мутность фильтрата сопоставимая или меньшая по сравнению с мутностью контрольной пробы наблюдалась при дозах СА $D_k=9-10$ мг/л и P_y от 10 до 40 % (графики 3 и 4, рис. 3.2). В пробах, обработанных по стандартному способу концентрированного коагулирования СА с дозами 7 и 8 мг/л при величинах P_y , изменяющихся в пределах от 10 до 40 % мутность фильтрата варьировалась от 0,29 до 0,47 мг/л (графики 1 и 2, рис. 3.2). Таким образом, при способе концентрированного коагулирования с низкоградиентным перемешиванием в летний период экономия коагулянта СА возможна в пределах 10 % при величине вспомогательного объема не менее 0,1 от общего объема очищаемой воды.

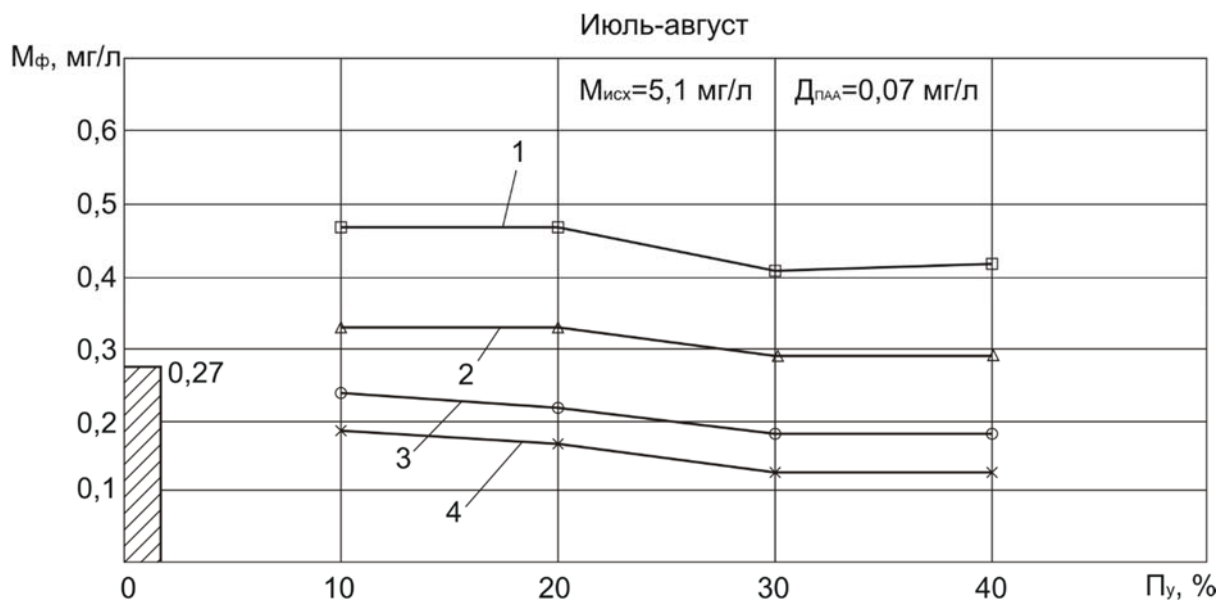


Рис. 3.2. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА при $G=120$ с⁻¹ для доз СА по товарному продукту:

1 – 7,0 мг/л; 2 – 8,0 мг/л; 3 – 9,0 мг/л; 4 – 10,0 мг/л;
 – контрольная проба при $D_k=10,0$ мг/л (СА)

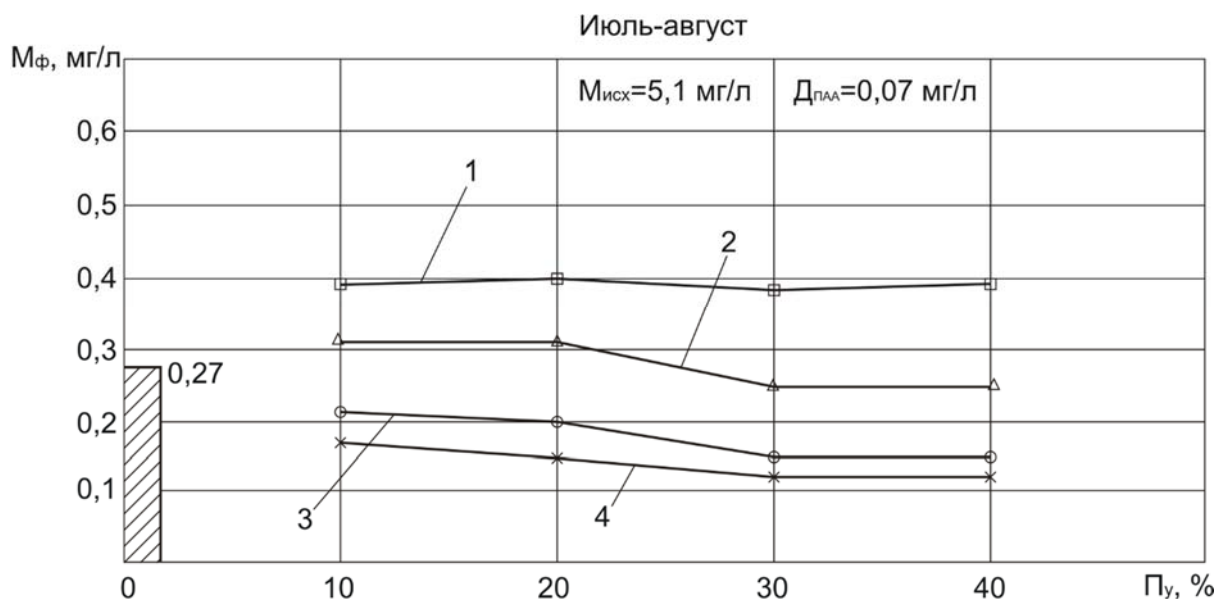


Рис. 3.3. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» при $G=120 \text{ с}^{-1}$ для доз ПОХА по товарному продукту:

1 – 7,0 мг/л; 2 – 8,0 мг/л; 3 – 9,0 мг/л; 4 – 10 мг/л;
 – контрольная проба при $D_k=10 \text{ мг/л}$ (СА)

В экспериментах с обработкой вспомогательного объема воды ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» и перемешиванием с градиентом скорости $G=120 \text{ с}^{-1}$ мутность фильтрата сопоставимая или меньшая по сравнению с мутностью контрольной пробы имела место при дозе ПОХА, равной 8 мг/л и значениях P_y от 30 до 40 % (график 2, рис. 3.3). В пробах, обработанных по стандартному способу концентрированного коагулирования раствором ПОХА с дозами 7 мг/л при величине $P_y = 10-40 \%$, мутность фильтрата находилась в пределах 0,38-0,4 мг/л (график 1, рис. 3.3). Следовательно, при способе концентрированного коагулирования с низкоградиентным перемешиванием экономия весового расхода ПОХА в летний период по сравнению с расходом СА, добавляемого в воду на ОСВ по традиционному методу может составить до 20 % при величинах P_y равной 30 %.

При проведении лабораторных исследований с совместной обработкой вспомогательного объема воды коагулянтами СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» и последующим перемешиванием с градиентом скорости $G=120 \text{ с}^{-1}$ значения мутности фильтрата, сопоставимые или меньшие по сравнению со значениями мутности контрольной пробы были зафиксированы при дозах СА $D_1=7-8 \text{ мг/л}$ и ПОХА D_1 от 0,5 до 1,0 мг/л при значениях P_y от 10 до 40 % (графики 3 и 4 рис. 3.4). В пробах, обработанных по стандартному способу концентрированного коагулирования с низкоградиентным перемешиванием раствора СА с дозами 5-6 мг/л и реагентом «АКВА-АУРАТ™ 30» с дозами до 2,0 мг/л при значениях P_y от 10 до 40 % мутность фильтрата изменялась от 0,28 до 0,39 мг/л (графики 1 и 2, рис. 3.4). Таким образом, экономия весовых расходов СА и ПОХА в летний период

при способе концентрированного коагулирования может достигать до 20 % при величинах Π_y от 10 до 40 %, что тем не менее, является экономически невыгодным, в первую очередь, по денежным затратам на приобретение реагента ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» в связи с его более высокой стоимостью по сравнению с СА.

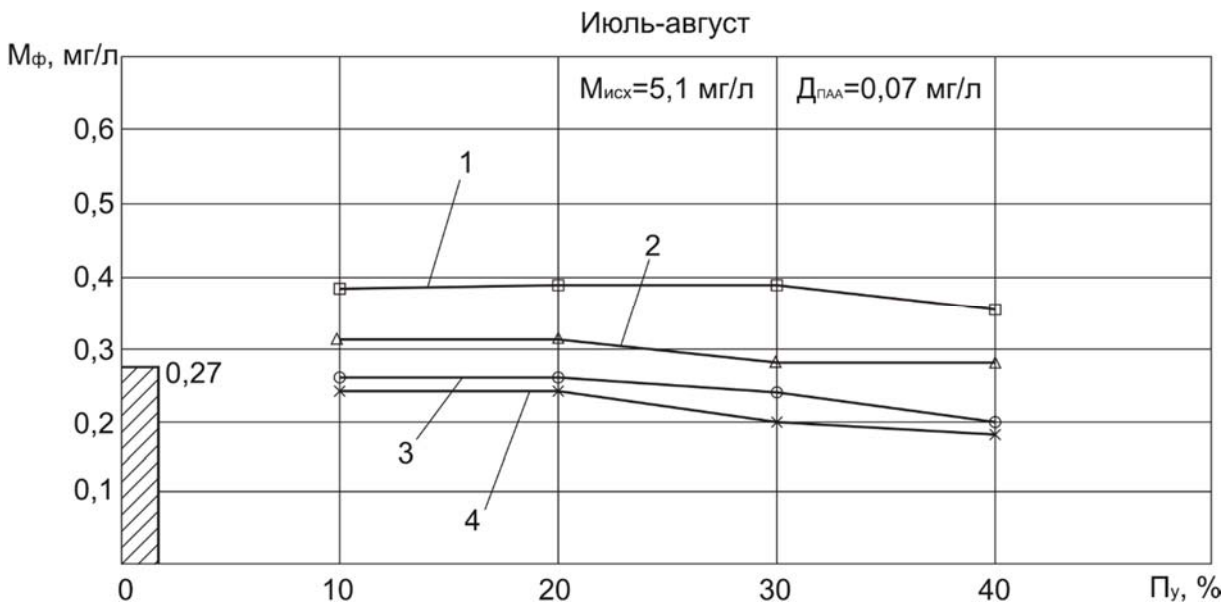


Рис. 3.4. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА при $G=120$ с⁻¹ для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту:
 1 – $D_1=5,0$ мг/л, $D_2=2,0$ мг/л; 2 – $D_1=6,0$ мг/л, $D_2=1,5$ мг/л; 3 – $D_1=7,0$ мг/л, $D_2=1,0$ мг/л; 4 – $D_1=8,0$ мг/л, $D_2=0,5$ мг/л;
 – контрольная проба при $D_k=10,0$ мг/л (СА)

Во всех экспериментах первого этапа значения перманганатной окисляемости (ПО), цветности и остаточного алюминия ($Al_{ост}$) в фильтрате находились в пределах требуемых показателей [81].

Результаты второго этапа экспериментальных исследований, проведенных с использованием высокоградиентного перемешивания коагулянтов со вспомогательным объемом воды на лабораторной установке представлены на рис. 3.5-3.7. Концентрация взвешенных веществ в фильтрате контрольной пробы, обработанной СА традиционным методом при $D_k=10$ мг/л находилась в пределах 0,24-0,25 мг/л. При обработке вспомогательного объема воды сульфатом алюминия наиболее значимые результаты при экономии коагулянта наблюдались при ступенчатом перемешивании в трех дроссельных устройствах с постепенным уменьшением градиента скорости ($G_1 > G_2 > G_3$). Мутность фильтрата сопоставимая или меньшая по сравнению с мутность контрольной пробы имела место при $D_k=8,0$ мг/л, величинах Π_y от 30 до 40 % и трехступенчатом перемешивании (график 2, рис. 3.5) при $G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹ (первый дроссель), $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹ (второй дроссель), $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹ (третий дроссель). Удовлетворительные результаты по мутности фильтрата

были отмечены также при двухступенчатом перемешивании с $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ для $D_k=8,0 \text{ мг/л}$ и $P_y \geq 30\%$ (график 2, рис. 3.5). Мутность отстоянной воды в случаях двух- и трехступенчатого перемешивания вспомогательного объема воды находилась в пределах $M_0=3,5-3,8 \text{ мг/л}$. При одноступенчатом высокоградиентном перемешивании ($G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) и последующей очистке наблюдалось ухудшение качества фильтрата вследствие образования мелких (порядка 0,5 мм) хлопьев и повышения мутности в воде после отстаивания ($M_0 > 4,0 \text{ мг/л}$). В пробах, обработанных СА по методу концентрированного коагулирования при $D_k=7,0 \text{ мг/л}$ и указанных выше значениях градиентов скорости перемешивания G_1, G_2, G_3 , мутность фильтрата была не менее 0,37 мг/л (графики 1, рис. 3.5). Таким образом, при методе концентрированного коагулирования с трехступенчатым высокоградиентным перемешиванием экономия коагулянта СА возможна в пределах 20 % при величинах P_y от 30 до 40 %. Похожие зависимости были получены для таких же доз коагулянта ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» (графики 1, 2, рис. 3.6). Весовая экономия коагулянта (до 20 %) была получена в области изменения P_y от 10 до 40 %.

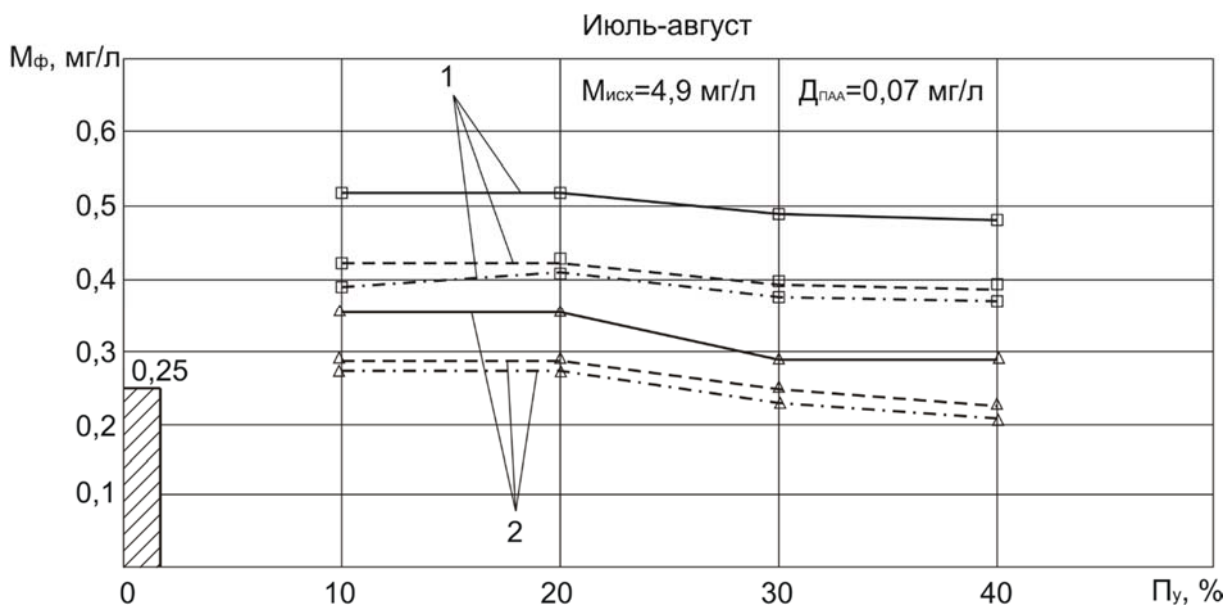


Рис. 3.5. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА в лабораторной установке для доз СА по товарному продукту: 1 – 7,0 мг/л; 2 – 8,0 мг/л;
 — при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
 - - - - - при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
 - · - · - · при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
 ▨ — контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$ (СА)

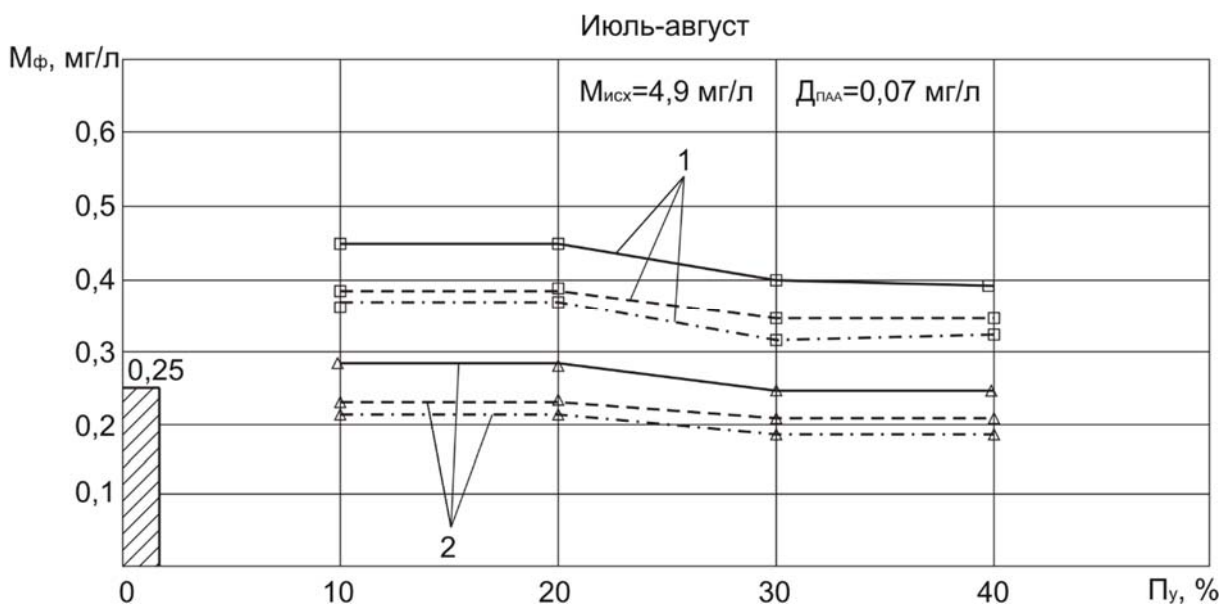


Рис. 3.6. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА в лабораторной установке для доз ПОХА по товарному продукту:
1 – 7,0 мг/л; 2 – 8,0 мг/л;

- – при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- · - · - · - · - – при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$ (СА)

При обработке воды в лабораторных условиях сульфатом алюминия с дозами D_1 ПОХА с дозами D_2 наиболее значимые результаты при экономии весовых расходов коагулянтов также наблюдались при двух- и трехступенчатом перемешивании. Мутность фильтрата, сопоставимая или меньшая по сравнению с мутностью контрольной пробы наблюдалась для $D_1=6,0 \text{ мг/л}$ и $D_1=1,5 \text{ мг/л}$ с перемешиванием при величинах G_1 , G_2 , G_3 соответственно $2,5 \cdot 10^4$, $1,6 \cdot 10^4$ и $0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, а также при величинах $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$. Рекомендуемое значение P_y при этом находилось в пределах от 30 до 40 % (графики 2, рис. 3.7), а полученная весовая экономия коагулянтов составила до 25 %. При проведении первого и второго этапов исследований с увеличением P_y от 10 до 40% значения pH вспомогательного объема в зависимости от доз коагулянтов, отнесенных ко всему объему очищенной воды изменялись в пределах от 4,3 до 4,7. Во всех экспериментах величины ПО, цветности и $Al_{\text{ост}}$ в фильтрате были в пределах нормативных показателей для водопроводной воды.

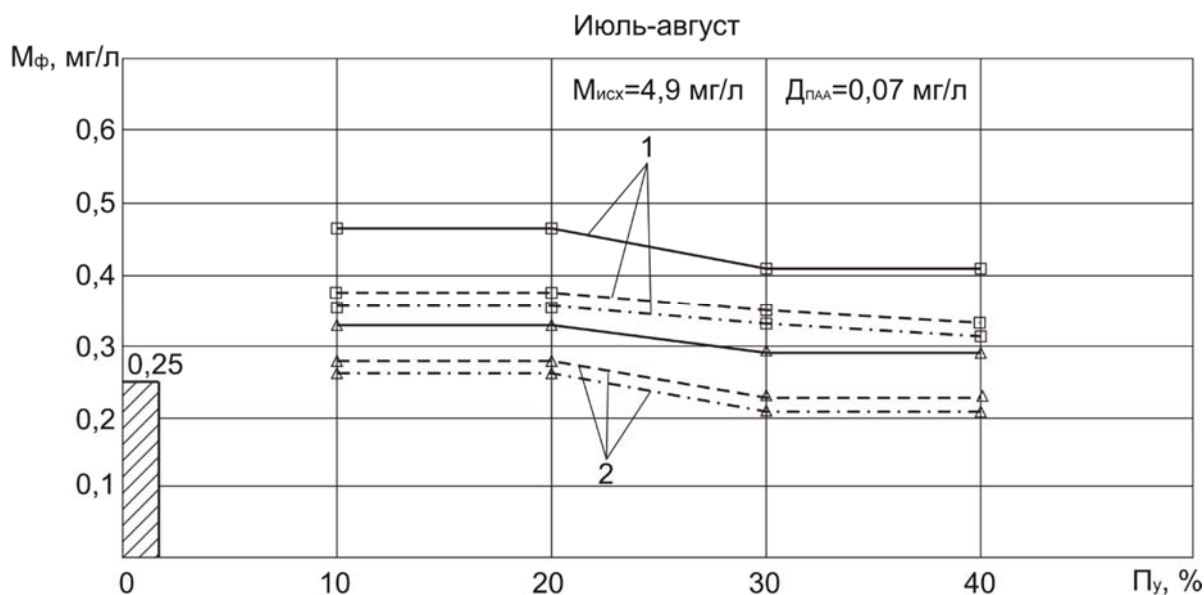


Рис. 3.7. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту:
 1 – $D_1=5,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$; 2 – $D_1=6,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$;

- – при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- ▨ – контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$ (СА)

При проведении лабораторных исследований в ноябре-декабре мутность воды Сурского водохранилища составляла 6,3-6,8 мг/л, температура воды была равна 3-3,5 °С, перманганатная окисляемость (ПО) изменялась в пределах 3,8-4,3 мгО₂/л, цветность находилась в пределах 16-18 град, величина рН изменялась в пределах 7,8-7,9, щелочность от 2,4 до 2,5 ммоль/л, концентрация алюминия до 0,05 мг/л.

Доза СА, принятая на ВОС «Кирпичная» при данных показателях воды составляла 15,0 мг/л, доза флокулянта ПАА – 0,1 мг/л. Подщелачивание воды при коагуляции не производилось.

Результаты первого этапа экспериментальных исследований с применением стандартного метода концентрированного коагулирования и низкоградиентного перемешивания коагулянтов с водой представлены на рис. 3.8-3.10. Концентрации взвешенных веществ в фильтрате контрольной пробы, обработанной СА при $D_k=15 \text{ мг/л}$, находились в пределах 0,36-0,37 мг/л. При обработке вспомогательного объема воды сульфатом алюминия с дозой 13 мг/л снижение мутности фильтрата по сравнению с контрольной пробой наблюдалась во всем диапазоне значений P_y (график 3, рис. 3.8). При сокращении дозы СА до 12,0 мг/л мутность фильтрата, сопоставимая с мутностью контрольной пробы имела место только при $P_y \geq 30\%$ (график 2, рис. 3.8). Дальнейшее сокращение дозы СА до 10 мг/л во всех диапазонах P_y дало ухудшение качества очистки воды по мутности (график 1, рис. 3.8).

Аналогичные результаты были получены при обработке вспомогательного объема воды полиоксихлоридом алюминия «АКВА-АУРАТ™ 30» с дозами 10, 12, 13 и 15 мг/л (рис. 3.9). Здесь также экономия весового расхода коагулянта не превышала 20 % при $P_y=30\%$. В процессе совместной обработки воды коагулянтами СА и ПОХА по стандартному методу концентрированного коагулирования и последующей очистки общего объема воды отстаиванием и фильтрованием наиболее значимые результаты по снижению мутности фильтрата были получены при дозах СА $D_1=12,0$ мг/л и ПОХА $D_2=1,0$ мг/л во всем диапазоне изменений P_y , а также при $D_1=10,0$ мг/л и $D_2=1,5$ мг/л для P_y более 30 % (графики 2 и 3, рис. 3.10). Снижение дозы СА до $D_1=8,0$ мг/л при повышении дозы ПОХА до $D_2=2,0$ мг/л не привело к уменьшению мутности фильтрата по сравнению с контрольной пробой (график 1, рис. 3.10).

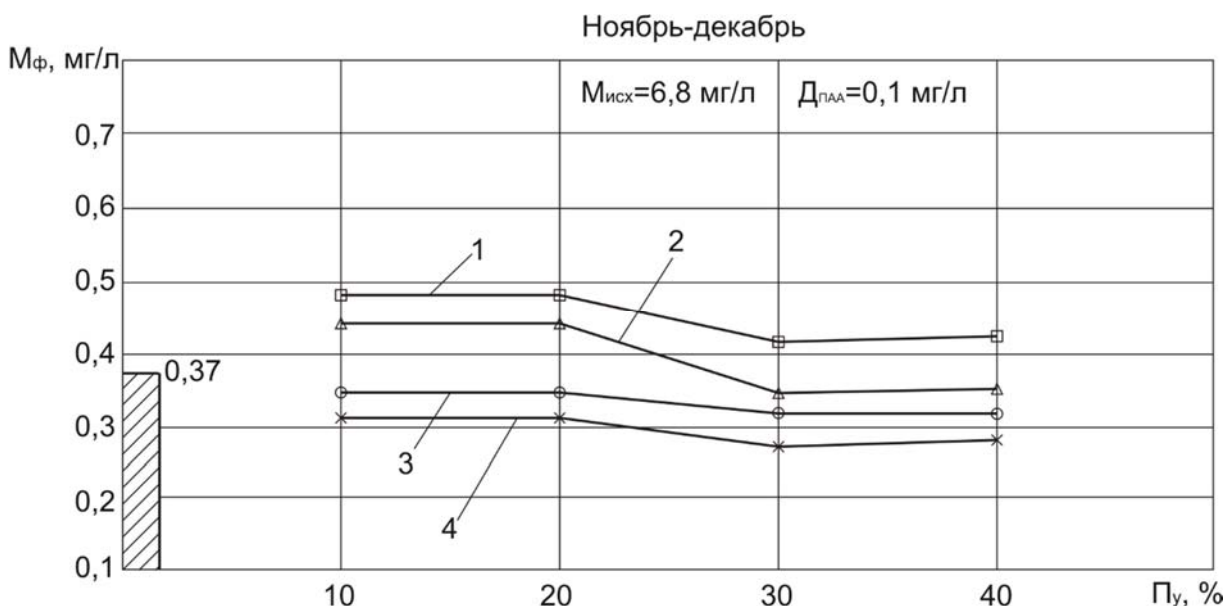


Рис. 3.8. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА при $G=120\text{ с}^{-1}$ для доз СА по товарному продукту: 1 – 10,0 мг/л; 2 – 12,0 мг/л; 3 – 13,0 мг/л; 4 – 15,0 мг/л; – контрольная проба при $D_k=15,0$ мг/л (СА)

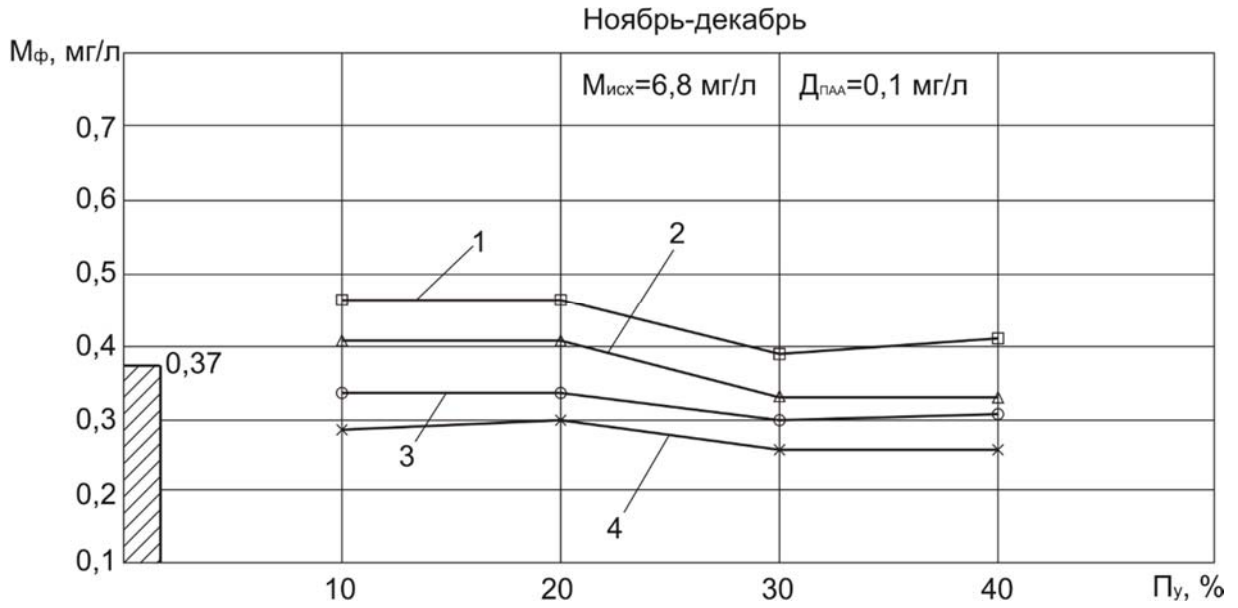


Рис. 3.9. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» при $G=120 \text{ с}^{-1}$ для доз ПОХА по товарному продукту: 1 – 10,0 мг/л; 2 – 12,0 мг/л; 3 – 13,0 мг/л; 4 – 15,0 мг/л; – контрольная проба при $D_k=15,0 \text{ мг/л}$ (СА)

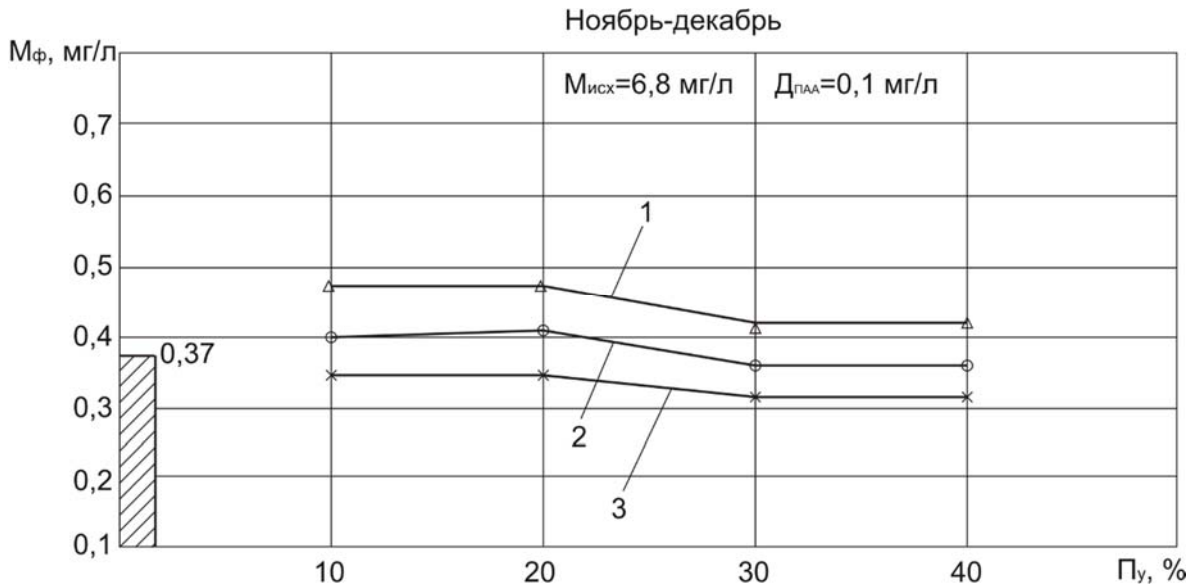


Рис. 3.10. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА при $G=120 \text{ с}^{-1}$ для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту: 1 – $D_1=8,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$; 2 – $D_1=10,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$; 3 – $D_1=12,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,0 \text{ мг/л}$; – контрольная проба при $D_k=15,0 \text{ мг/л}$ (СА)

При проведении экспериментов второго этапа на лабораторной установке с обработкой вспомогательного объема воды сульфатом алюминия также, как и в летний период, наиболее эффективный оказался трехступенчатая обработка сырой воды с СА при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$. Такая обработка позволила снизить дозу коагулянта СА до 12,0 мг/л и улучшить качество фильтрата по показателю мутности для значений P_y от 10 до 40 %.

Снижение мутности фильтрата при экономии дозы СА до 20 % было достигнуто также при двухступенчатой обработке вспомогательного объема воды для $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $P_y=40 \%$ (графики 2, рис. 3.11). При дозах СА 10 мг/л мутность фильтрата находилась в пределах от 0,38 до 0,52 мг/л, что превышало мутность контрольной пробы (0,34 мг/л) соответственно от 1,1 до 1,5 раза (графики 1, рис. 3.11).

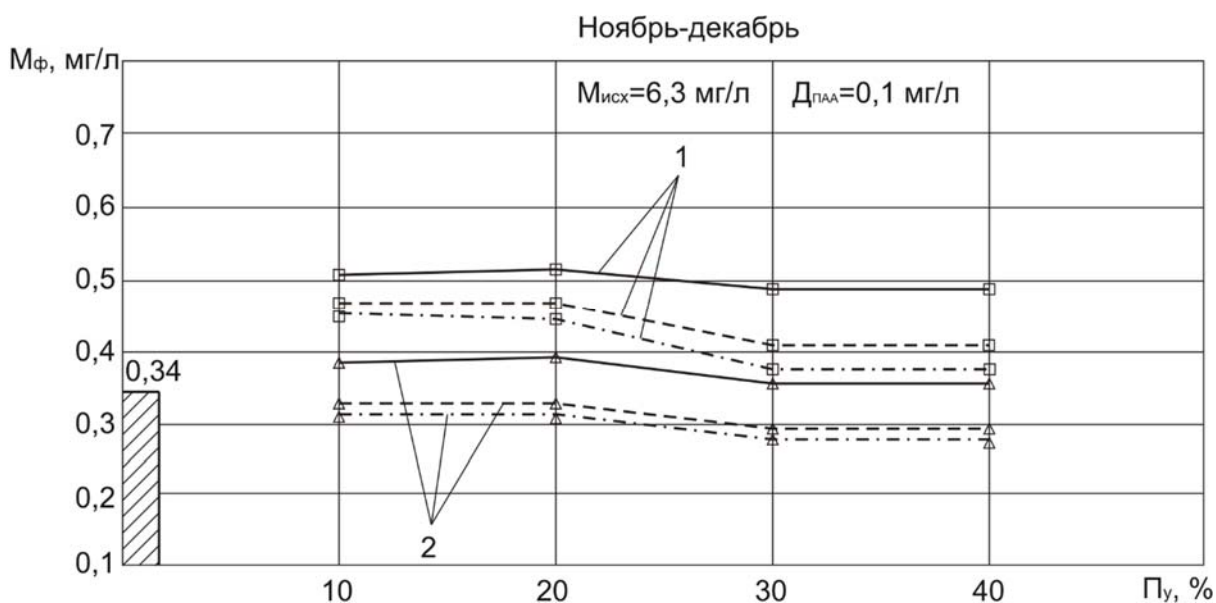


Рис. 3.11. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА в лабораторной установке для доз СА по товарному продукту:

- 1 – 10,0 мг/л; 2 – 12,0 мг/л;
- при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- - - - - при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- · - · - · при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$ (СА)

Использование ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» в дозах 12,0 мг/л дало снижение мутности фильтрата по сравнению с контрольной пробой при двухступенчатом перемешивании, а также при трехступенчатом перемешивании – для $P_y \geq 10\%$ (графики 2, рис. 3.12). В случаях двух- и трехступенчатого перемешивания вспомогательного объема воды раствором

ПОХА с дозой 10,0 мг/л, мутность фильтрата составляла от 0,37 мг/л до 0,49 мг/л (графики 1, рис. 3.12).

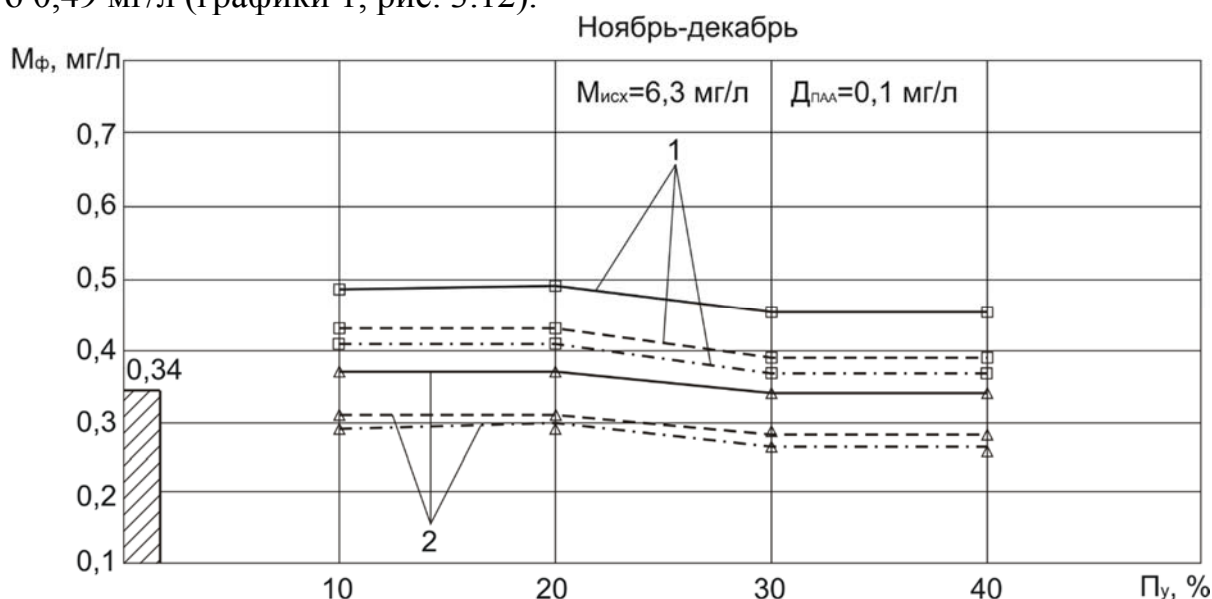


Рис. 3.12. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» в лабораторной установке для доз ПОХА по товарному продукту:
1 – 10,0 мг/л; 2 – 12,0 мг/л.

- – при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$ (СА)

При совместной обработке вспомогательного объема воды коагулянтами СА и ПОХА наиболее значимое снижение мутности фильтрата было достигнуто при дозах СА $D_1=10,0 \text{ мг/л}$ и ПОХА $D_2=1,5 \text{ мг/л}$. Для двух- и трехступенчатого перемешивания во всем диапазоне изменений P_y мутность фильтрата составляла менее 0,34 мг/л (графики 2, рис. 3.13). При дозах СА $D_1=8,0 \text{ мг/л}$ и ПОХА $D_2=2,0 \text{ мг/л}$ ступенчатое перемешивание вспомогательного объема воды позволило при $P_y \geq 10\%$ достичь мутности фильтрата от 0,37 до 0,48 мг/л (графики 1, рис. 3.13), что превысило мутность контрольной пробы (0,34 мг/л).

На первом и втором этапах лабораторных исследований осенне-зимнего периода с увеличением P_y от 10 до 40 % значения рН вспомогательного объема воды в зависимости от доз коагулянтов, отнесенных ко всему объему очищенной воды изменялись в пределах от 4,25 до 4,6. На обоих этапах экспериментальных исследований, проведенных в осенне-зимний период, показатели фильтрата по цветности, остаточному алюминию и ПО во всех пробах не превышали ПДК для питьевой воды.

Одна из серий экспериментальных исследований проводилась во время весеннего паводка (апрель). Мутность исходной воды изменялась от 55 до

60 мг/л, температура воды была равна 2,5–3,0 °С, ПО=6,4 – 6,8 мгО₂/л, величина цветности составляла 38–40 град, величина рН изменялась в пределах от 7,6 до 7,7, щелочность – от 1,2 до 1,25 ммоль/л, концентрация алюминия в исходной воде была в пределах 0,04– 0,06 мг/л.

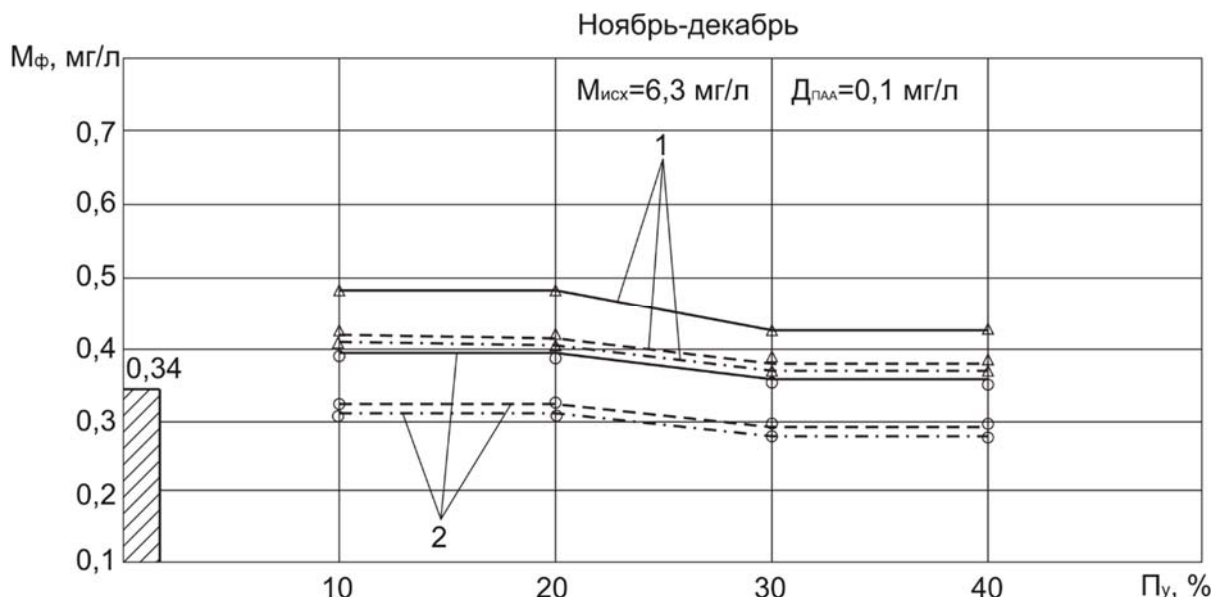


Рис. 3.13. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту: 1 – $D_1=8,0$ мг/л, $D_2=2,0$ мг/л; 2 – $D_1=10,0$ мг/л, $D_2=1,5$ мг/л; — при $G_1=4,0 \cdot 10^4$ с⁻¹; - - - при $G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹ и $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹; - · - · - при $G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹; ▨ – контрольная проба при $D_k=10,0$ мг/л (СА)

Доза СА, принятая на ВОС при данных показателях воды, составляла $D_k=60,0$ мг/л, подщелачивание воды не производилось, доза флокулянта $D_{пАА}=0,15$ мг/л.

Результаты экспериментальных исследований с использованием стандартного способа концентрированного коагулирования воды представлены на рис. 3.14-3.16. Анализ экспериментальных данных, полученных с применением СА и низкоградиентным перемешиванием ($G_1=120$ с⁻¹) показал, что мутность фильтрата меньшая, или сопоставимая по величине с мутностью контрольной пробы ($M_f=0,48$ мг/л) наблюдается при 5 %-й экономии дозы коагулянта ($D_k=57,0$ мг/л) для $P_y \geq 10\%$ (график 3, рис. 3.14). Снижение дозы СА до 50-54 мг/л приводит к худшему эффекту осветления во всем диапазоне значений P_y (графики 1, 2 рис. 3.14).

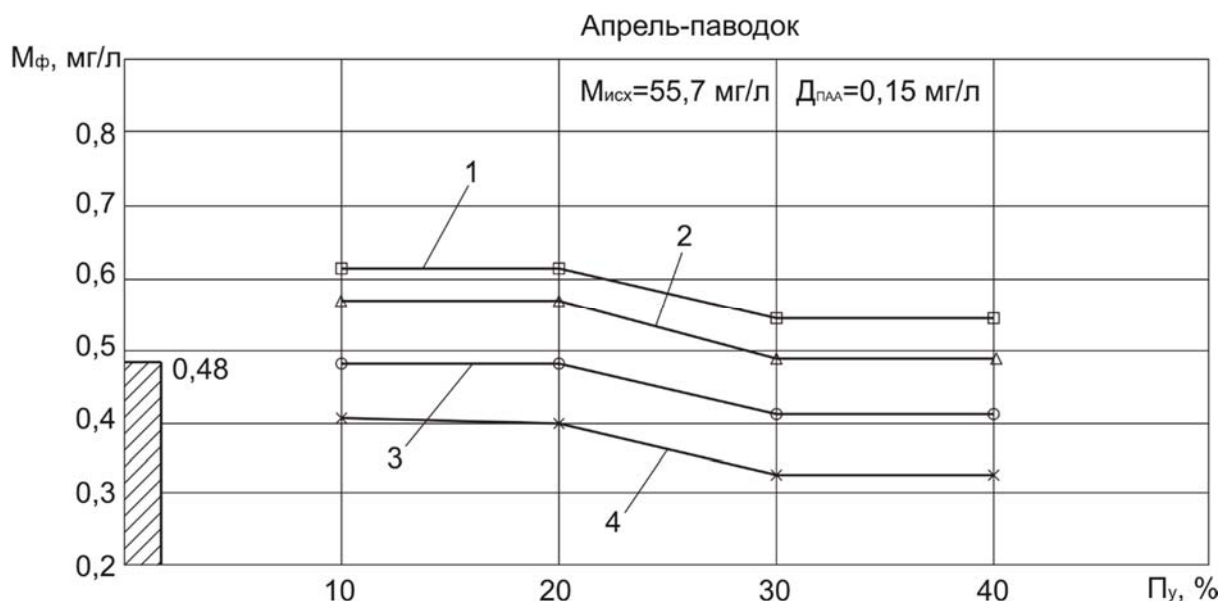


Рис. 3.14. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА при $G=120 \text{ с}^{-1}$ для доз СА по товарному продукту: 1 – 50,0 мг/л; 2 – 54,0 мг/л; 3 – 57,0 мг/л; 4 – 60,0 мг/л; – контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$ (СА)

Использование коагулянта ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» при тех же условиях позволило достичь достаточно низкой мутности фильтрата по сравнению с контрольной пробой при $D_k=57,0 \text{ мг/л}$, а также при $D_k=50,0 \text{ мг/л}$ и $P_y \geq 30\%$ (графики 1 и 2, рис. 3.15), что является подтверждением лучшей коагулирующей способности полиоксихлоридов алюминия по сравнению с СА в условиях низкой щелочности воды.

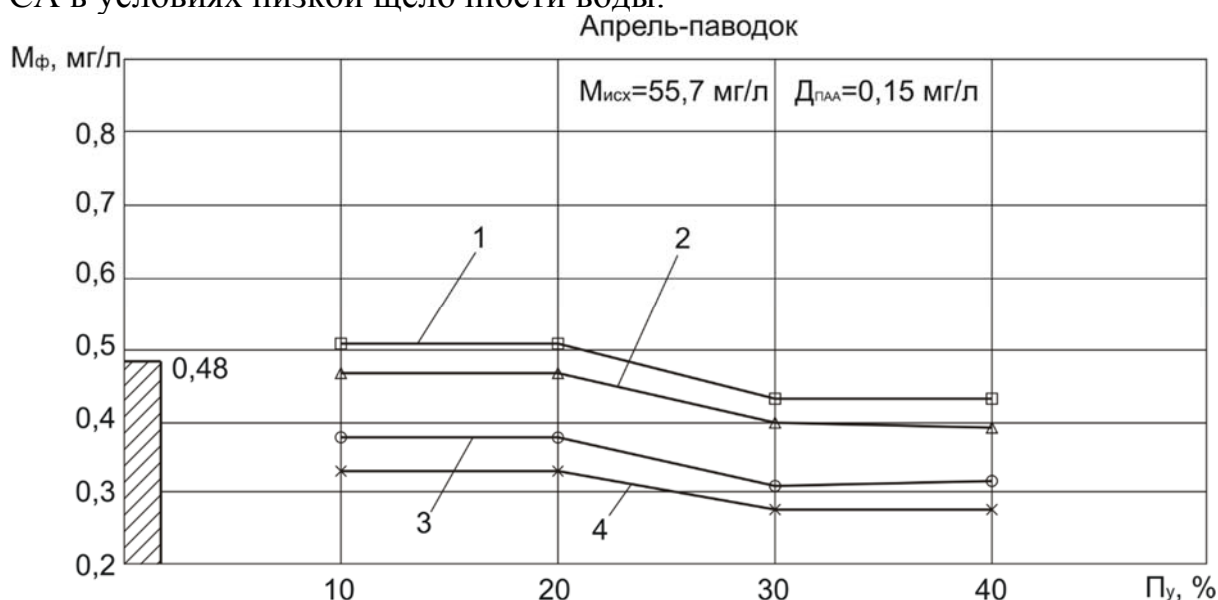


Рис. 3.15. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» при $G=120 \text{ с}^{-1}$ для доз ПОХА по товарному продукту: 1 – 50,0 мг/л; 2 – 54,0 мг/л; 3 – 57,0 мг/л; 4 – 60,0 мг/л; – контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$ (СА)

При совместном использовании ПОХА и СА с применением низкоградиентного перемешивания вспомогательного объема воды мутность фильтрата меньшая, или сопоставимая по величине с мутностью контрольной пробы имела место при дозах СА (D_1) и ПОХА (D_2) соответственно $D_1=48-54$ мг/л и $D_2=3-4$ мг/л для всего диапазона изменений P_y (графики 3, 4, рис. 3.16), что привело к весовой экономии реагентов порядка 13 %. Дальнейшее снижение дозы СА до $D_1=36-42$ мг/л при увеличении D_2 до 5-6 мг/л не привело к улучшению эффекта очистки воды (графики 1, 2 рис. 3.16).

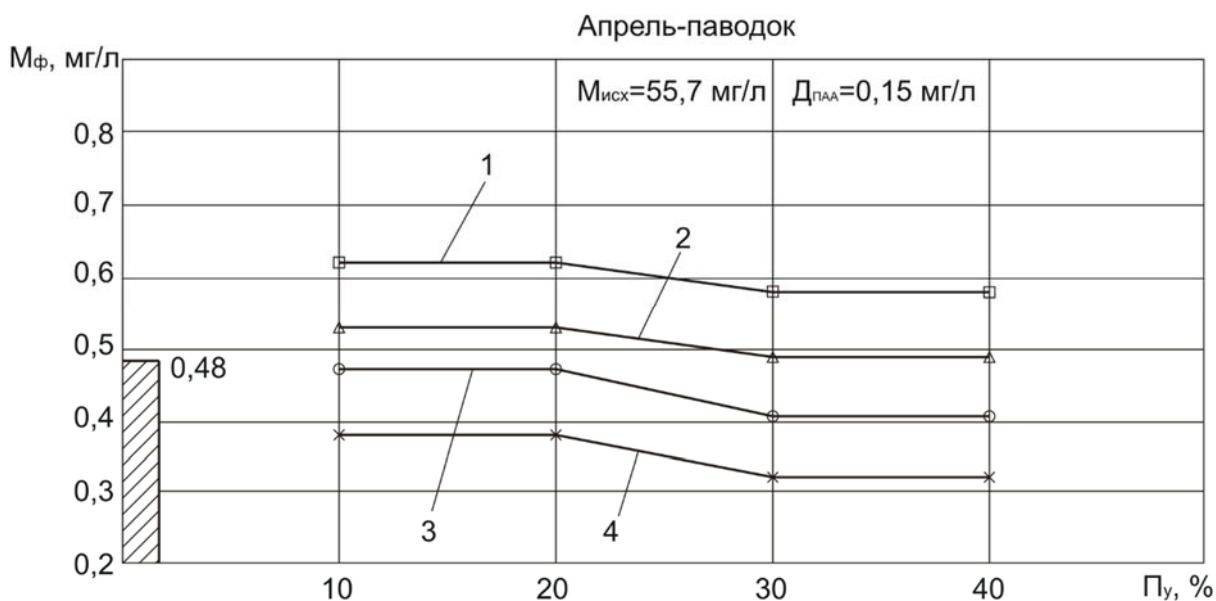


Рис. 3.16. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА при $G=120$ с⁻¹ для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту:
 1 – $D_1=36,0$ мг/л, $D_2=6,0$ мг/л; 2 – $D_1=42,0$ мг/л, $D_2=5,0$ мг/л;
 3 – $D_1=48,0$ мг/л, $D_2=4,0$ мг/л; 4 – $D_1=54,0$ мг/л, $D_2=3,0$ мг/л;
 [штрихованная область] – контрольная проба при $D_k=60,0$ мг/л (СА)

При обработке вспомогательного объема воды раствором СА в лабораторной установке с высокоградиентным перемешиванием наиболее значимое снижение мутности фильтрата наблюдалось при двухступенчатом ($G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹ и $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹) и трехступенчатом ($G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹ и $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹) перемешивании для дозы СА $D_k=54,0$ мг/л и P_y от 10 до 40 % (график 2, рис. 3.17). Таким образом, экономия коагулянта СА достигала 10 % по сравнению с традиционным методом коагулирования всего объема воды.

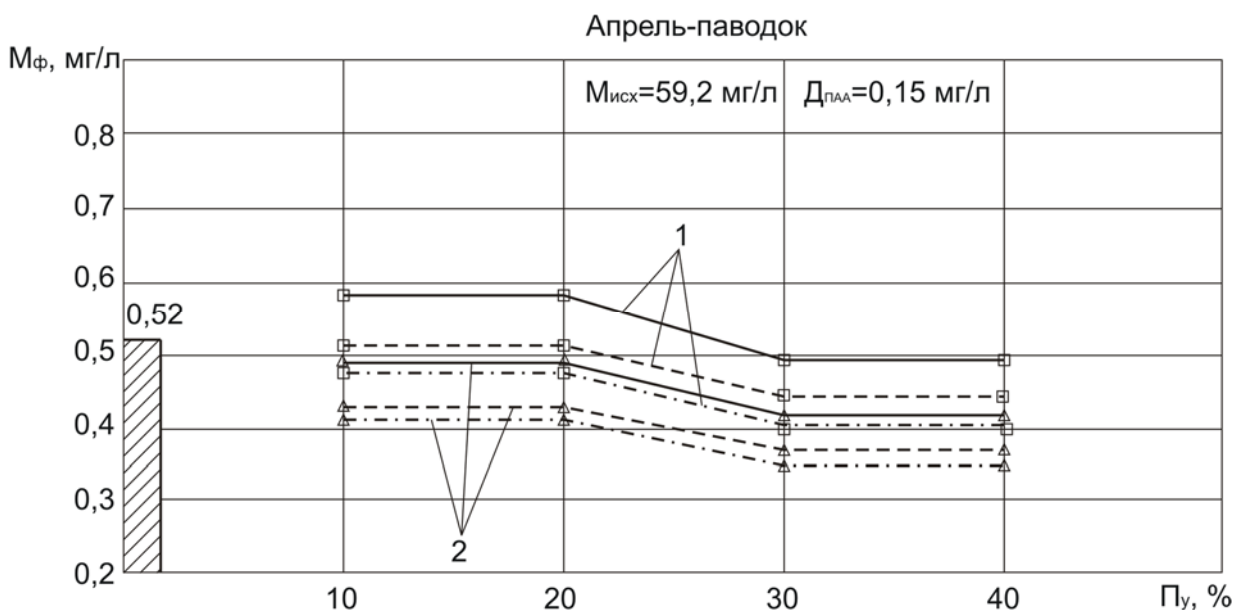


Рис. 3.18. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» в лабораторной установке для доз ПОХА по товарному продукту:
1 – 50,0 мг/л; 2 – 54,0 мг/л;

- – при $G_1=4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- – при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- · - · - · - – при $G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$
- контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$ (СА)

В экспериментах по совместному использованию СА и ПОХА в процессе концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием вспомогательного объема воды достаточно высокое качество осветления воды достигнуто при двух- и трехступенчатом перемешивании с дозами СА $D_1=42,0 \text{ мг/л}$ и ПОХА $D_2=5,0 \text{ мг/л}$ для значений P_y от 10 % и выше (графики 2, рис. 3.19), что обеспечивает весовую экономию реагентов порядка 22 %. При дозах СА $D_1=36,0 \text{ мг/л}$ и ПОХА $D_2=6,0 \text{ мг/л}$ удовлетворительные результаты не были получены. Мутность фильтрата для данных доз реагентов изменялась от 0,53 до 0,68 мг/л (график 1, рис. 3.19). При проведении первого и второго этапов исследований с увеличением P_y от 10 до 40 % значения рН вспомогательного объема воды в зависимости от доз коагулянтов, отнесенных ко всему объему очищаемой воды, изменялись от 3,95 до 4,2. Во всех сериях экспериментов первого и второго этапов значения цветности и остаточные концентрации алюминия в фильтрате были в пределах ПДК для питьевой воды, однако, следует отметить, что при высоких дозах СА (54-60 мг/л) содержание ионов Al^{3+} в очищенной воде поднималось до 0,42 мг/л, т.е. было близко к пороговому значению (0,5 мг/л), установленному [81].

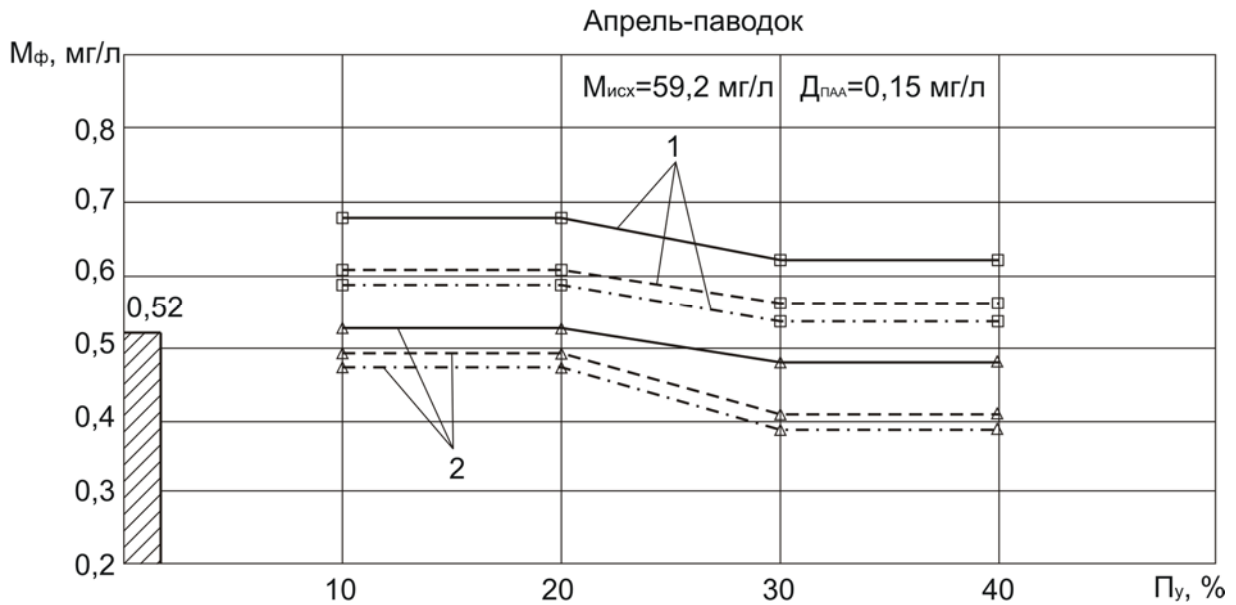


Рис. 3.19. Зависимости мутности фильтрата от относительного объема воды, обработанной СА и ПОХА для доз СА (D_1) и ПОХА (D_2) по товарному продукту:

1 – $D_1 = 36,0 \text{ мг/л}$, $D_2 = 6,0 \text{ мг/л}$; 2 – $D_1 = 42,0 \text{ мг/л}$, $D_2 = 5,0 \text{ мг/л}$;

————— – при $G_1 = 4,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$

----- – при $G_1 = 3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2 = 1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$

..... – при $G_1 = 2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2 = 1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3 = 0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$



– контрольная проба при $D_k = 60,0 \text{ мг/л}$ (СА)

Выводы

1. Экспериментально подтверждено, что метод концентрированного коагулирования позволяет снизить расход СА до 20 % по сравнению с традиционным методом коагулирования всего объема воды. Эффективность использования концентрированного коагулирования с СА в период паводка значительно снижается (до 10 % и менее) вследствие низкого щелочного резерва сырой воды.

2. Применение концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием является более предпочтительным по эффективности последующей очистки воды по сравнению с аналогичным способом, использующим низкоградиентное коагулирование со значением G порядка 120 с^{-1} . Наибольшая эффективность очистки воды достигается двух- и трехступенчатым перемешиванием вспомогательного объема воды в диапазоне значений градиента скорости от $0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ до $3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ с постоянным уменьшением интенсивности перемешивания с коагулянтном ($G_1 > G_2 > G_3$). Величина градиента скорости на первой ступени перемешивания не должна превышать значения $G_1 = 3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ для предотвращения образования значительного количества плохооседающих мелкодисперсных хлопьев.

3. Самостоятельное использование коагулянта полиоксихлорида алюминия (ПОХА) для очистки сурской воды является нецелесообразным в связи с его высокой стоимостью, несмотря на несколько лучший (в среднем на 10-15 %) эффект осветления по сравнению с коагулянтом СА

4. Совместное применение коагулянтов ПОХА и СА при ступенчатой обработке вспомогательного объема воды в условиях повышенной мутности и низкой щелочности (паводка) позволяет обеспечить качественную очистку воды от примесей при существенной экономии реагентов (до 22 %) для значений P_y от 10 до 40 %, что, тем не менее, является экономически менее выгодным по сравнению с использованием только СА. Экономическая эффективность совместного применения ПОХА и СА может быть достигнута за счет использования дополнительных технологических приемов, позволяющих интенсифицировать процессы коагулирования и очистки воды, прежде всего, способа высокоградиентного перемешивания воды с коагулянтами в присутствии диспергированных пузырьков воздуха.

4. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ КОНЦЕНТРИРОВАННОГО КОАГУЛИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВЫСОКОГРАДИЕНТНОГО ПЕРЕМЕШИВАНИЯ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ РЕАГЕНТОВ С ВОДОВОЗДУШНОЙ СМЕСЬЮ

4.1. Программа и методика проведения лабораторных исследований

Исследования проводились с использованием лабораторной установки, схема которой представлена на рис. 3.1. Смешение воды, обработанной коагулянтами, со сжатым воздухом, подаваемым компрессором 5, осуществлялось в устройстве 4, конструктивно представляющем собой вихревой эжектор, в котором производилось предварительное диспергирование пузырьков воздуха до средних размеров 1,5-2 мм. Расход воздуха в экспериментах составлял 5-16% от расхода воды. Полученная водовоздушная смесь пропусклась через дроссельные устройства 6, количество которых изменялось от 1 до 3. Таким образом, максимальное количество ступеней перемешивания (обработки) воды с коагулянтom равнялось трем. Перепад давлений Δp_d на дроссельных устройствах варьировался от $0,3 \cdot 10^5$ Па до $4,0 \cdot 10^5$ Па за счет изменения степени закрытия затворов и определялся при помощи показаний манометров 12' (см. рис. 3.1). Время перемешивания на каждой ступени в зависимости от расхода Q составляло от 0,05 до 0,18 с.

Программа лабораторных исследований по очистке воды Сурского водохранилища по исследуемому способу предусматривала коагуляционную обработку вспомогательного объема исходной воды, насыщение его воздухом, перемешивание водовоздушной смеси с коагулянтами в устройствах 4 и 6, смешение данного объема с остальным объемом необработанной исходной воды, флокулирование полученного общего объема и его последующую двухступенчатую очистку отстаиванием и фильтрованием.

Целью проведения исследований являлось нахождение наиболее рациональных режимов перемешивания водовоздушной смеси с коагулянтами, величин относительного объема воды W_y , определяемого по формуле (3.7), а также оптимальных значений воздухомыщения смеси, обеспечивающих экономичное расходование алюмосодержащих коагулянтов при высоком качестве очистки воды.

В соответствии с соотношением вспомогательного (обработанного коагулянтами) и основного (не обработанного коагулянтами) объемов воды дозы СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» пересчитывались на 1 литр полученного общего объема. Значения W_y в экспериментах изменялись от 1 до 10%.

Полученный общий объем воды по аналогии с режимом работы камер хлопьеобразования ОСВ пл. «Кирпичная» дополнительно обрабатывался

флокулянтом – полиакриламидом (ПАА) и подвергался медленному перемешиванию с градиентом скорости 20 с^{-1} в течение 2 мин, после чего переливался в литровый стеклянный цилиндр и отстаивался в течение 2 ч. Отстоянная (осветленная) вода отбиралась из верхней части цилиндра и фильтровалась через бумажный фильтр «синяя лента». В каждой серии экспериментов исследовались пять проб, из них четыре пробы – с использованием воды, обработанной на лабораторной установке. Кроме того, одна контрольная проба бралась для исходной сырой воды, которая обрабатывалась коагулянтном по стандартной методике [36] (быстрое перемешивание с $G=120 \text{ с}^{-1}$ в течение 2 мин и далее медленное перемешивание с добавлением ПАА при $G=20 \text{ с}^{-1}$ в течение 2 мин) с последующим отстаиванием и фильтрованием через бумажный фильтр. В контрольную пробу добавлялся раствор СА с дозой, принятой на ОСВ для обработки воды в день проведения эксперимента. Дозы ПАА во всех пробах каждой серии были одинаковыми. Анализы показателей воды проводились в лаборатории контроля качества питьевой воды ВОС пл. «Кирпичная» г. Пензы по показателям мутности, цветности, перманганатной окисляемости (ПО) и остаточному алюминию в очищенной воде в соответствии с методиками, изложенными в п. 3.13. Кроме вышеуказанных показателей определялись также рН и щелочность воды.

Пробное коагулирование проводилось при поддержании температуры воды, соответствующей температуре воды водоисточника.

4.2. Результаты экспериментальных исследований влияния перемешивания вспомогательного объема воды с коагулянтами и воздухом на эффективность водоочистки

По аналогии с экспериментами, описание которых дано в п. 3.2, исследования проводились в течение трех периодов года – летом (июль-август), в ноябре-декабре, а также в весенний паводок (апрель). Испытания в каждый период года проходили в два этапа. На первом этапе при фиксированном значении $П_y=10\%$ исследовались зависимости эффективности осветления воды от доз коагулянтов, режимов их ступенчатого перемешивания с водой в лабораторной установке, а также от величины относительного воздухомасштащения ϕ обработанного коагулянтном объема, определяемого по соотношению (2.29). На втором этапе экспериментов при найденных оптимальных режимах перемешивания и величинах относительного воздухомасштащения обрабатываемой воды определялись наименьшие значения $П_y$, позволяющие обеспечить существенную экономию алюмосодержащих коагулянтов при сохранении такого же качества водоочистки, как и при использовании традиционного метода коагулирования всего объема воды.

При проведении лабораторных исследований в июле-августе мутность Сурской воды находилась в пределах 5,2-5,7 мг/л, температура была равна

20-21 град, ПО изменялась от 4,7 до 5,1 мгО₂/л, цветность составляла 23-25 град, рН=7,6-7,7, щелочность была в интервале от 2,1 до 2,3 ммоль/л, концентрация алюминия составляла 0,038-0,044 мг/л.

Доза СА, принятая на ВОС пл. «Кирпичная» при таких показателях воды составляла 10,0 мг/л, доза ПАА – 0,07 мг/л. Подщелачивание воды при коагуляции не осуществлялось.

Результаты первого этапа экспериментов показаны на рис. 4.1-4.4. Концентрация взвешенных веществ в фильтрате контрольной пробы, обработанной СА при $D_k=10,0$ мг/л находилась в пределах 0,27-0,28 мг/л. При обработке (перемешивании) вспомогательного объема воды в две ступени на дроссельных устройствах ($G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹) вместе с сульфатом алюминия дозами 7,0-8,0 мг/л и добавлением воздуха наибольшее снижение мутности фильтрата для $P_y=10\%$ было получено для значений относительного воздухомыщения $\varphi=0,08-0,12$ (диаграммы 2 и 3, рис. 4.1). Экономия СА в этом случае доходила до 30%, так как при $D_k=7,0$ мг/л мутность фильтрата составляла 0,24-0,25 мг/л и была ниже мутности контрольной пробы ($M_f=0,28$ мг/л), полученной при обработке всего объема воды СА с дозой 10,0 мг/л.

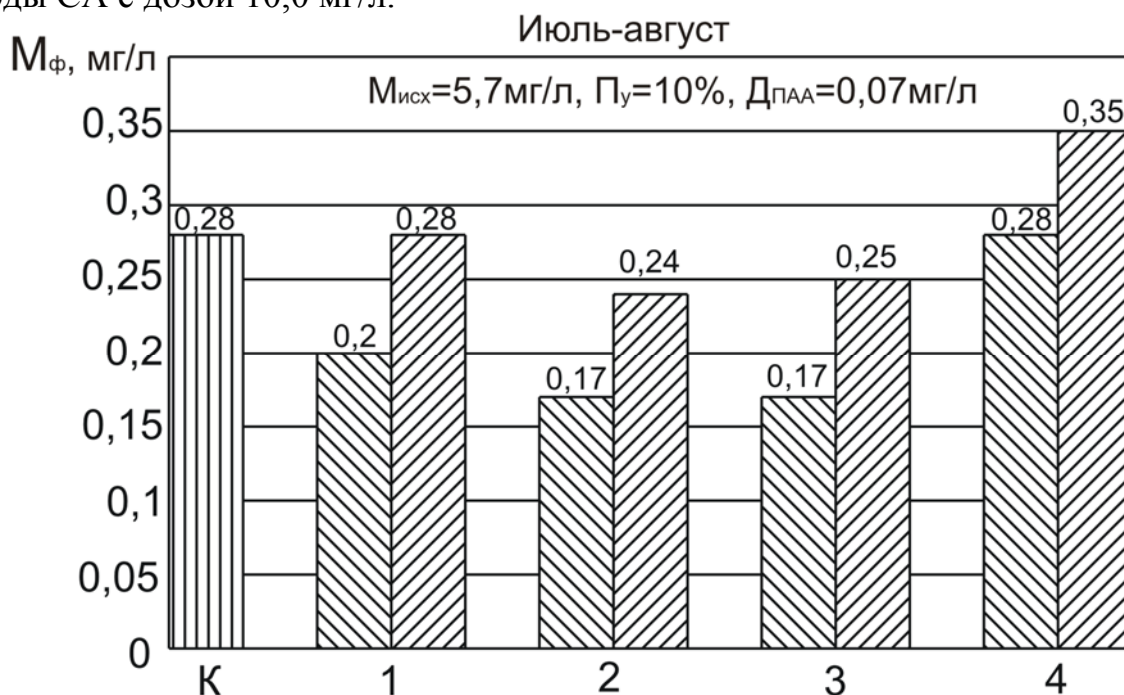


Рис. 4.1. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухомыщении φ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16

▨ – для дозы СА $D_k=7,0$ мг/л; ▩ – для $D_k=8,0$ мг/л

К – контрольная проба при $D_k=10,0$ мг/л

Трехступенчатое перемешивание вспомогательного объема воды ($G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹) на дросселях с применением СА дозами от 7,0 до 8,0 мг/л и добавлением воздуха привело к максимальному снижению мутности фильтрата для $P_y=10\%$ тоже при

воздухонасыщении ϕ обрабатываемого потока в пределах от 0,08 до 0,12 (диаграммы 2 и 3, рис. 4.2). Мутность фильтрата при дозе СА 7,0 мг/л была приблизительно в тех же пределах ($M_{\phi}=0,23-0,26$ мг/л), что и в случае двухступенчатого перемешивания вспомогательного объема.

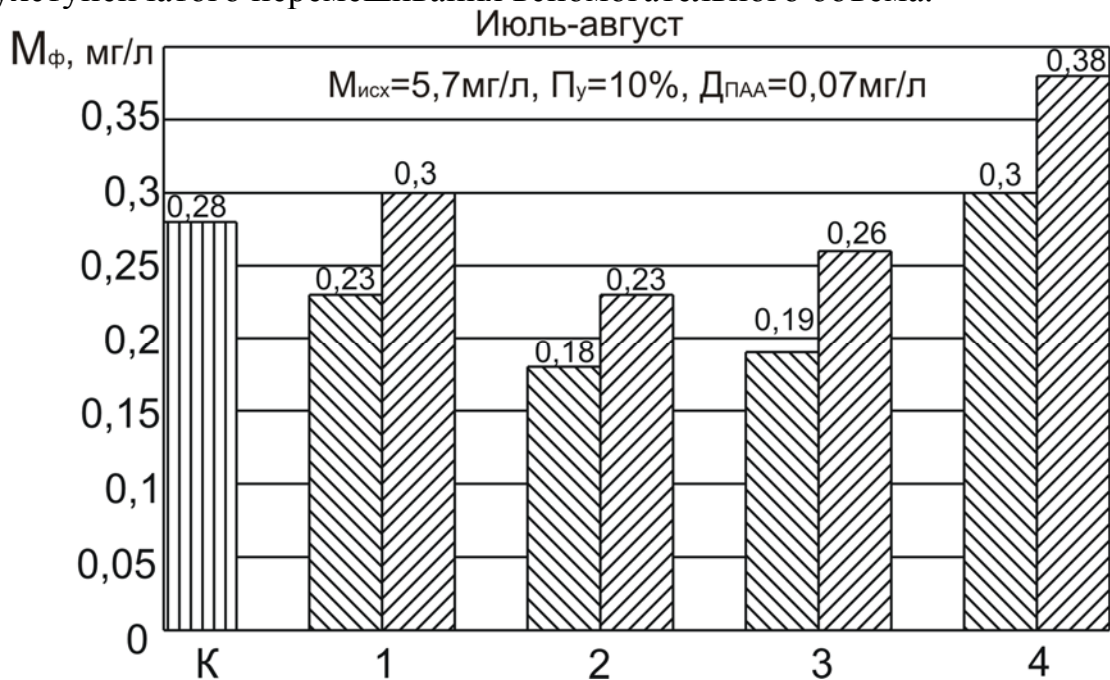


Рис. 4.2. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухонасыщении ϕ :
1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16

▨ – для дозы СА $D_k=7,0$ мг/л; ▩ – для $D_k=8,0$ мг/л;
К – контрольная проба при $D_k=10,0$ мг/л

При совместном использовании СА с дозами D_1 5,0 и 6,0 мг/л и ПОХА «АКВА-АУРАТ 30» с дозами D_2 соответственно 2,0 и 1,5 мг/л при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹) со вспомогательным объемом воды и добавлении сжатого воздуха, а также при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹) наиболее значимое снижение мутности фильтрата наблюдалось при значениях относительного воздухонасыщения потока ϕ от 0,08 до 0,10 (диаграммы 2 и 3, рис. 4.3 и 4.4). При максимальной весовой экономии реагентов в 30% ($D_1=5,0$ мг/л, $D_2=2,0$ мг/л) мутность фильтрата находилась в пределах 0,26-0,27 мг/л и была несколько ниже мутности фильтрата в контрольной пробе ($M_{\phi}=0,28$ мг/л), тем не менее с точки зрения финансовых затрат на реагенты 30%-я экономия весового расхода СА (см. рис. 4.1-4.2) является более предпочтительной. Эксперименты с ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» показали, что его применение позволяет снизить дозы коагулянта на 20-25% по сравнению с СА, что с экономической точки зрения невыгодно в связи с высокой стоимостью ПОХА, поэтому в последующих экспериментах ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» отдельно не использовался.

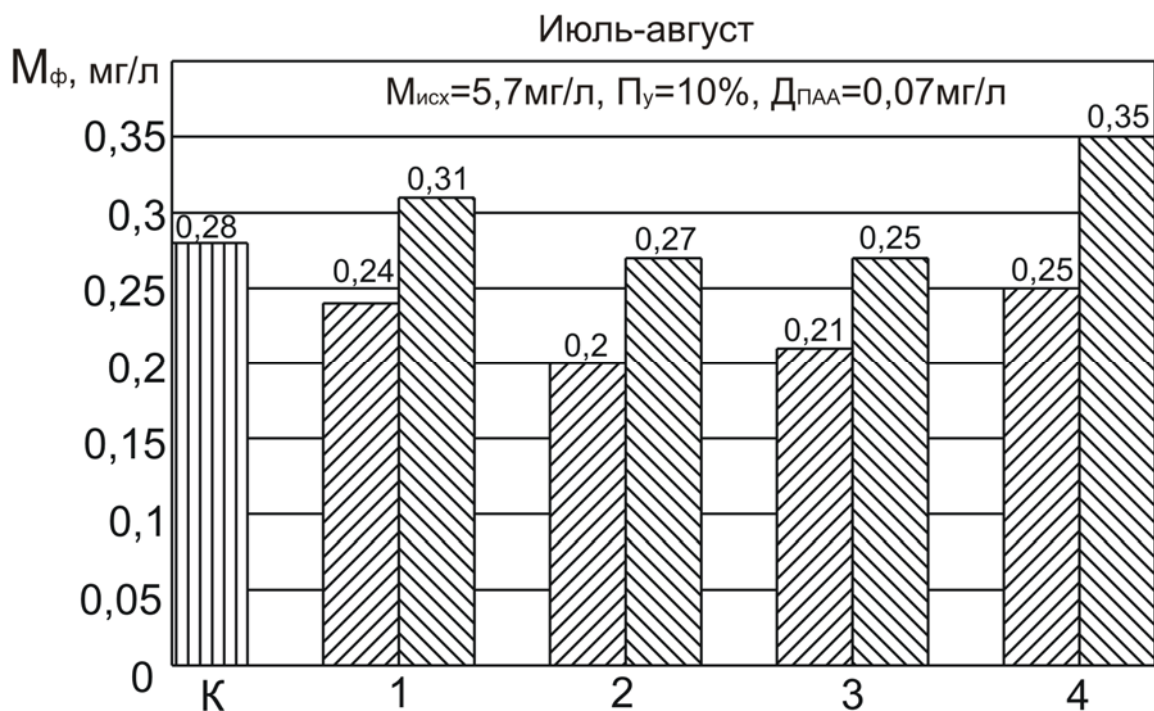


Рис. 4.3. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ c}^{-1}$, $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ c}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16
 ▨ – для $D_1=6,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=5,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$;
 К – контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$

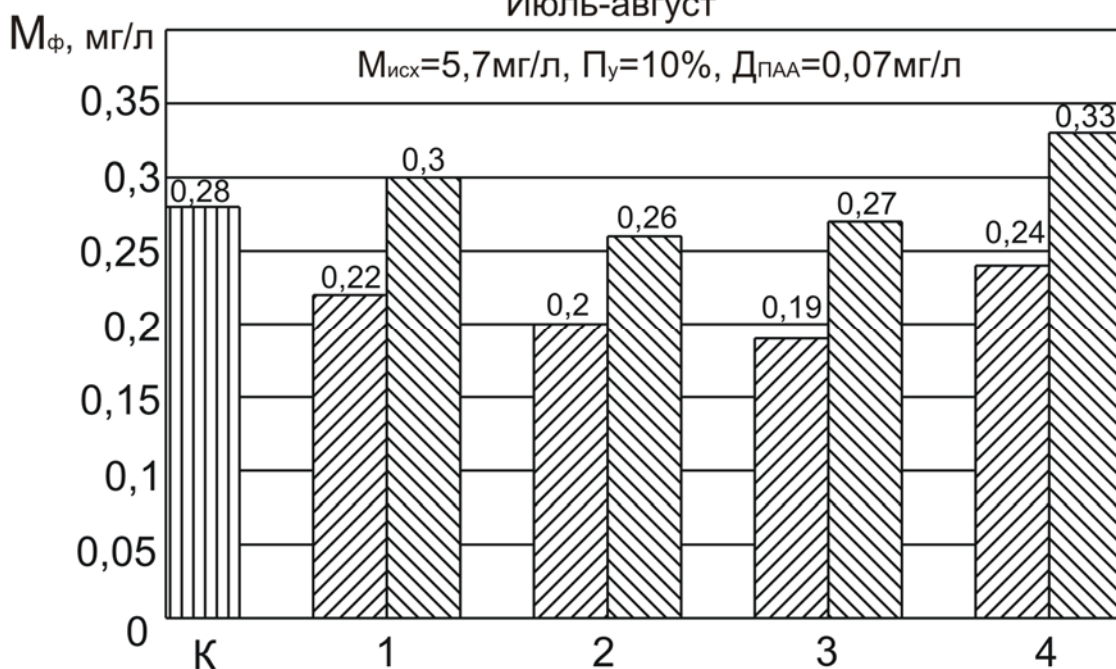


Рис. 4.4. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ c}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ c}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ c}^{-1}$)

вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :
 1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16

▨ – для $D_1=6,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=5,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$;
 К – контрольная проба при $D_k=10,0 \text{ мг/л}$

Увеличение значений мутности фильтрата при $\varphi=0,16$ (см. рис. 4.1-4.4) может быть объяснено тем фактом, что после ступенчатой обработки в водовоздушном потоке оставалось значительное количество средних и крупных пузырьков ($d_{п}=3$ мм и более), что ухудшало условия последующего хлопьеобразования.

В сериях второго этапа испытаний значения P_y , характеризующие отношение вспомогательного объема воды, обрабатываемого на лабораторной установке, к общему объему очищаемой воды варьировались от 1 до 7%. На основе данных, полученных в ходе проведения первого этапа при использовании коагулянта СА были выбраны его дозы в диапазоне 7-8 мг/л, которые могли обеспечить достаточно высокое качество очистки воды при экономии коагулянта 20-30% по сравнению с традиционным методом очистки. При значениях $\varphi=0,08-0,12$ и двухступенчатом перемешивании также имело место наибольшее снижение цветности и ПО в фильтрате опытных проб. Величина относительного воздухоматования φ была принята равной 0,1, количество ступеней перемешивания – 2 (вследствие упрощения эксплуатации лабораторной установки по сравнению с трехступенчатой обработкой). Мутность отстоянной воды в контрольной пробе составляла 3,4-3,5 мг/л, мутность фильтрата 0,25-0,26 мг/л.

Анализ экспериментальных данных второго этапа исследований, представленных на рис. 4.5-4.8 показывает, что наиболее рациональным, с точки зрения уменьшения энергозатрат при обеспечении достаточно высокого качества осветления воды, является режим высокоградиентного перемешивания реагента СА с тремя процентами очищаемой воды по способу концентрированного коагулирования (диаграмма 3, рис. 4.5 и 4.6). При вводе СА в дозах 7-8 мг/л во вспомогательный объем воды значение его рН при $P_y=3\%$ снижалось до 4,1-4,2. Уменьшение значений P_y до 1% приводит к ухудшению качества как отстоянной воды, так и фильтрата (диаграммы 4, рис. 4.5 и 4.6). Одной из причин ухудшения эффекта очистки, очевидно, является резкое снижение скорости образования микрохлопьев коагулянта при уменьшении значений рН вспомогательного потока до величин ниже 3,9.

При двухступенчатом режиме перемешивания вспомогательного объема воды с коагулянтами СА и ПОХА «АКВА-АУРАТTM 30», а также воздухом ($\varphi=0,1$) наиболее экономичной оказалась величина относительного объема P_y , равная 5% для доз СА и ПОХА соответственно $D_1=6,0$ мг/л, $D_2=1,5$ мг/л (диаграмма 2, рис. 4.7). При данном значении P_y отстоянной воды и фильтрата были ниже по сравнению с контрольной пробой. Совместное применение СА и ПОХА с дозами соответственно 5,0 мг/л и 2,0 мг/л во всем диапазоне значений P_y при заданных режимах обработки не дало улучшения по качеству отстоянной воды по сравнению с контрольной пробой (рис. 4.8). Во всех экспериментах первого и второго этапов

величины цветности, ПО и остаточного алюминия в пробах после фильтрации находились в пределах ПДК, установленных [81].

Июль-август

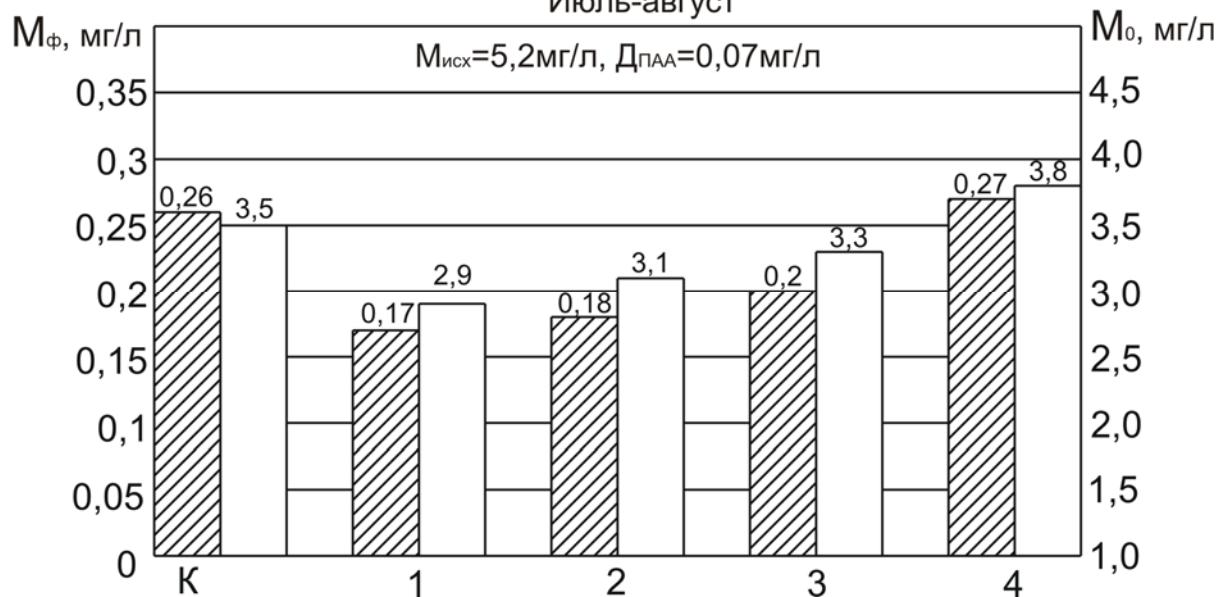


Рис. 4.5. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$) и СА с дозой 8,0 мг/л для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=10,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала);
 □ – вода после отстаивания (правая шкала)

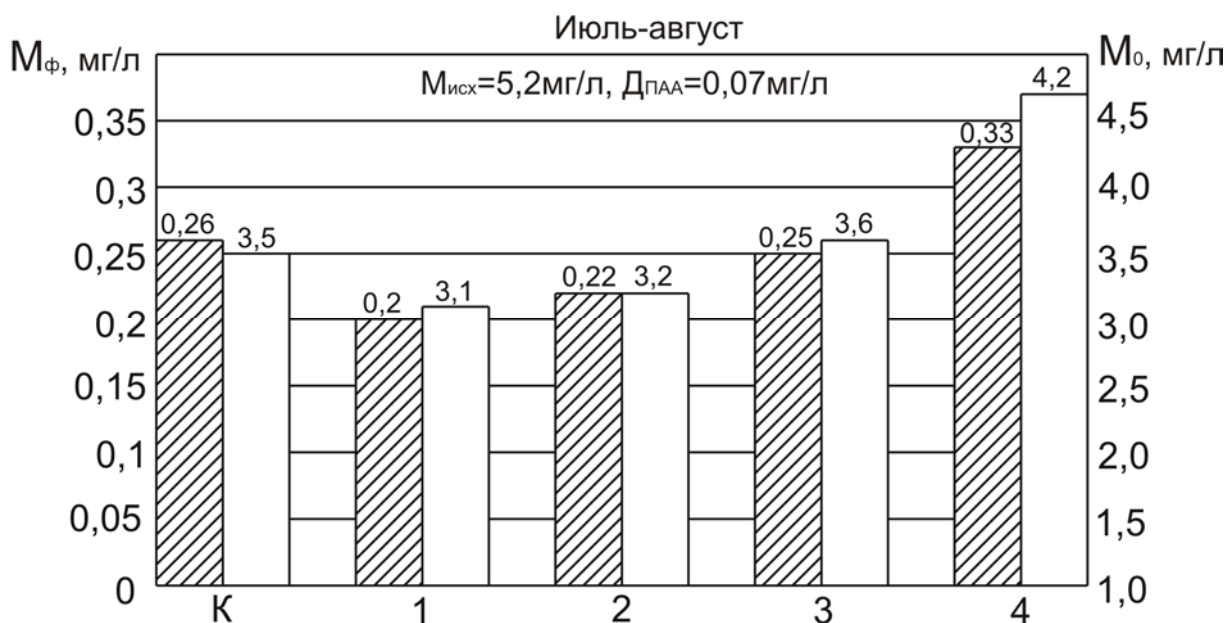


Рис. 4.6. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$) и СА с дозой 7,0 мг/л для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=10,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала);
 □ – вода после отстаивания (правая шкала)

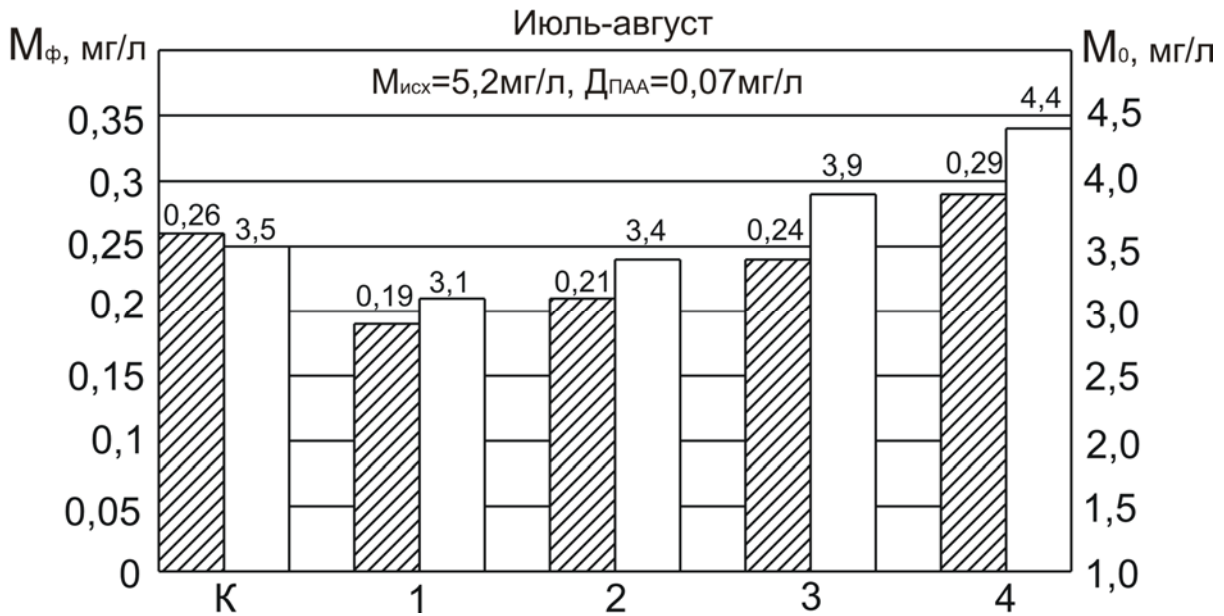


Рис. 4.7. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=6,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=1,5$ мг/л) для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=10,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала);
 □ – вода после отстаивания (правая шкала)

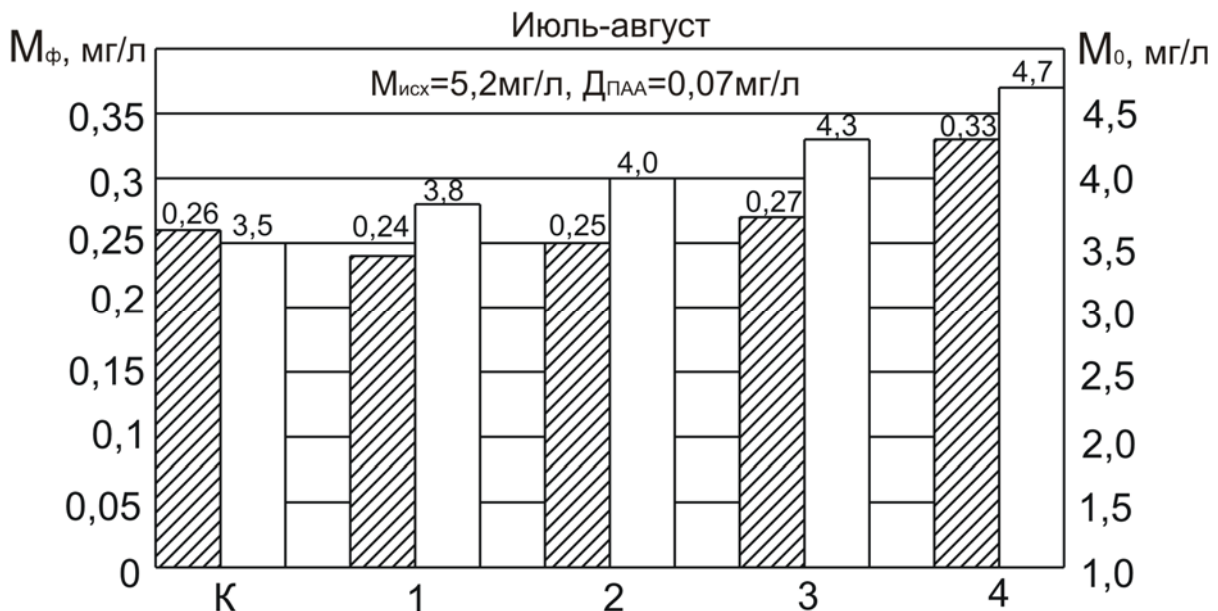


Рис. 4.8. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=5,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=2,0$ мг/л) для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%

К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=10,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала);
 □ – вода после отстаивания (правая шкала)

При проведении лабораторных испытаний в ноябре-декабре мутность воды Сурского водохранилища составляла 6,5-7,0 мг/л, её температура была равна 3-3,5 °С, перманганатная окисляемость (ПО) – 3,9-4,4 мгО₂/л, цветность доходила до 20 град, величина рН была в пределах 7,8-7,9, щелочность 2,4-2,55 ммоль/л, концентрация ионов алюминия 0,03-0,04 мг/л.

Доза СА, принятая на ВОС пл. «Кирпичная» при данных показателях составляла 15,0 мг/л, доза ПАА – 0,1 мг/л. Подщелачивание воды при коагуляции не осуществлялось. Результаты первого этапа экспериментов представлены на рис. 4.9-4.12. Концентрация взвеси в фильтрате контрольной пробы, обработанной СА при $D_k=15,0$ мг/л находилась в пределах 0,34-0,35 мг/л.

При двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды за счет перепада давлений на дросселях ($G_1=3,2 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,0 \cdot 10^4$ с⁻¹) совместно с сульфатом алюминия ($D_k=10,0$ и 12,0 мг/л) и сжатым воздухом наиболее значимое уменьшение мутности фильтрата (для $P_y=10\%$) было получено для величин относительного воздухомасштащения ϕ в пределах 0,08-0,12 (диаграммы 2 и 3, рис. 4.9). Так как мутность в пробах при $D_k=10,0$ мг/л не превышала 0,33 мг/л и была ниже мутности фильтрата контрольной пробы, то экономия коагулянта СА при данном способе концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием составляла более 33%.

Трехступенчатое перемешивание вспомогательного объема воды ($G_1=2,5 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_2=1,6 \cdot 10^4$ с⁻¹, $G_3=0,8 \cdot 10^4$ с⁻¹) на лабораторной установке с применением СА в тех же дозах и добавлением воздуха для $P_y=10\%$ также привело к наибольшему снижению мутности фильтрата при $\phi=0,08-0,12$ (диаграммы 2 и 3, рис. 4.10). Мутность фильтрата в пробах, полученных при обработке вспомогательного объема воды СА с дозой 10,0 мг/л была на том же уровне ($M_\phi=0,32-0,33$ мг/л), что и в пробах, полученных после двухступенчатого перемешивания при той же дозе и $P_y=10\%$. Аналогичное снижение мутности фильтрата наблюдалось в пробах, полученных путем обработки вспомогательного объема СА с дозами 8,0 и 10,0 мг/л, а также ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» с дозами соответственно 2,0 и 1,5 мг/л и сжатым воздухом при $\phi=0,08-0,12$ с применением двух- и трехступенчатого перемешивания (диаграммы 2 и 3, рис. 4.11 и 4.12). Анализ полученных результатов показал, что применение СА и ПОХА с дозами $D_1=8,0$ мг/л, $D_2=2,0$ мг/л обеспечивает весовую экономию реагентов до 33% по сравнению с традиционным методом коагулирования (с $D_k=15,0$ мг/л) при достаточно высоком качестве фильтрата ($M_\phi \leq 0,31$ мг/л), тем не менее 33%-ное сокращение дозы СА, полученное в предыдущей серии экспериментов, является экономически более выгодным.

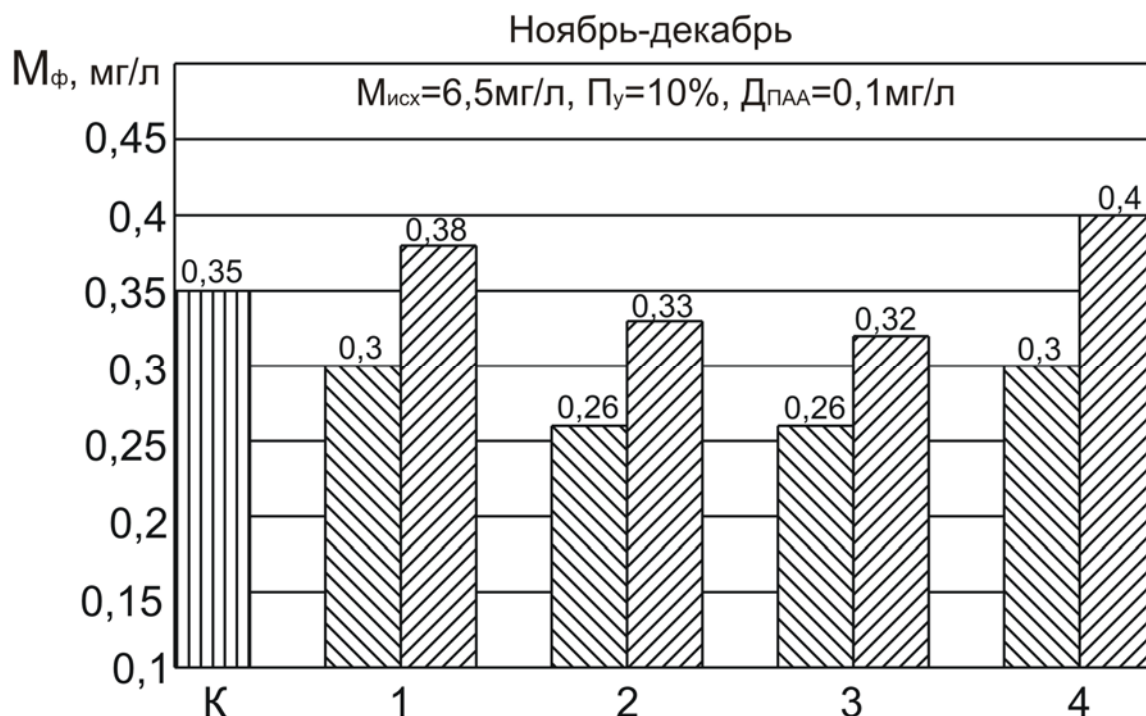


Рис. 4.9. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16

▨ – для дозы СА $D_k=10,0$ мг/л; ▨ – для $D_k=12,0$ мг/л

К – контрольная проба при $D_k=15,0$ мг/л

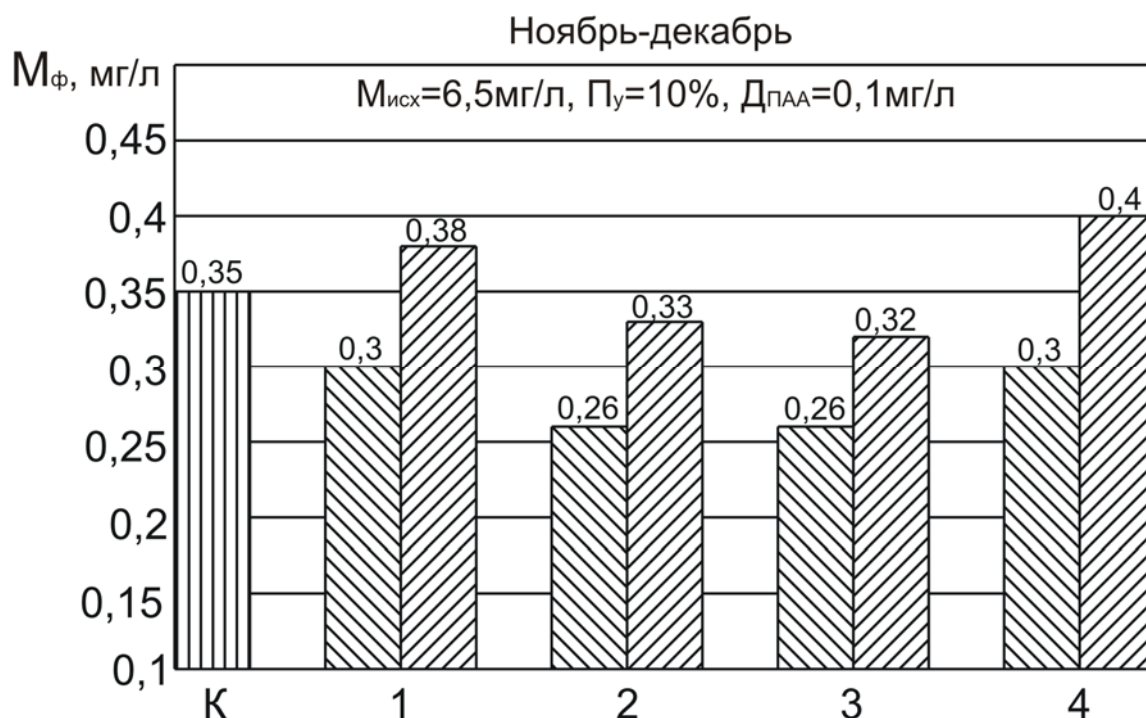


Рис. 4.10. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16

▨ – для дозы СА $D_k=10,0$ мг/л; ▨ – для $D_k=12,0$ мг/л

К – контрольная проба при $D_k=15,0$ мг/л

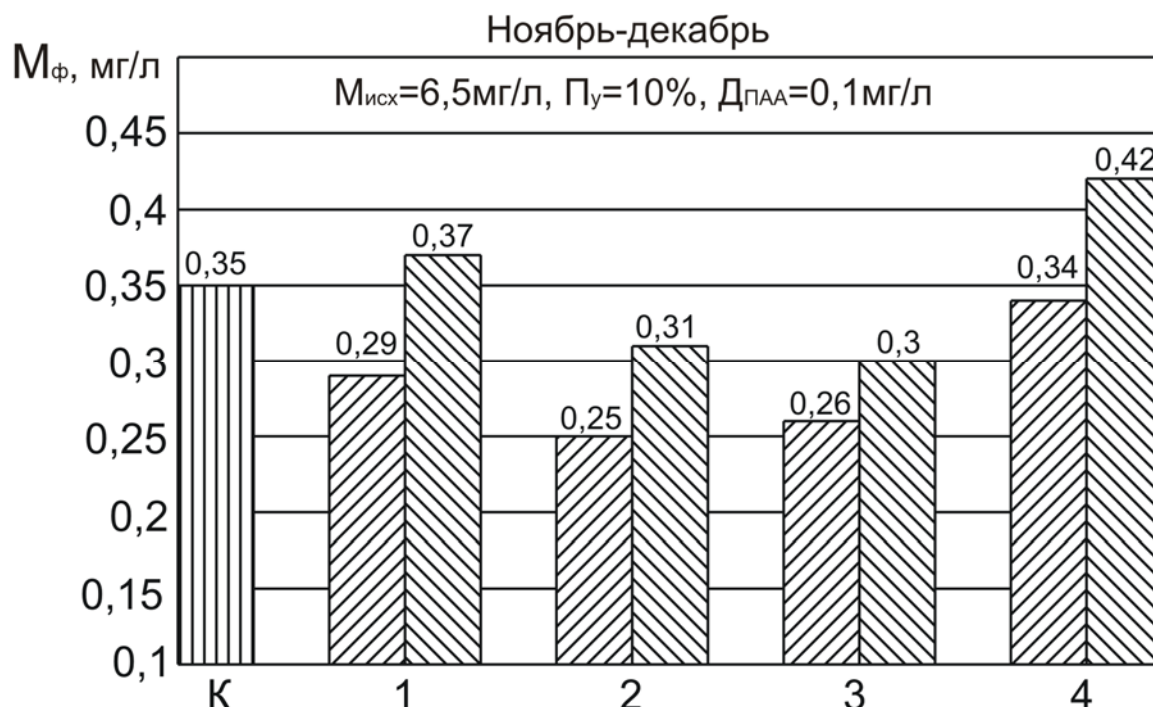


Рис. 4.11. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :
 1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16
 ▨ – для $D_1=10,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=8,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$
 К – контрольная проба при $D_k=15,0 \text{ мг/л}$

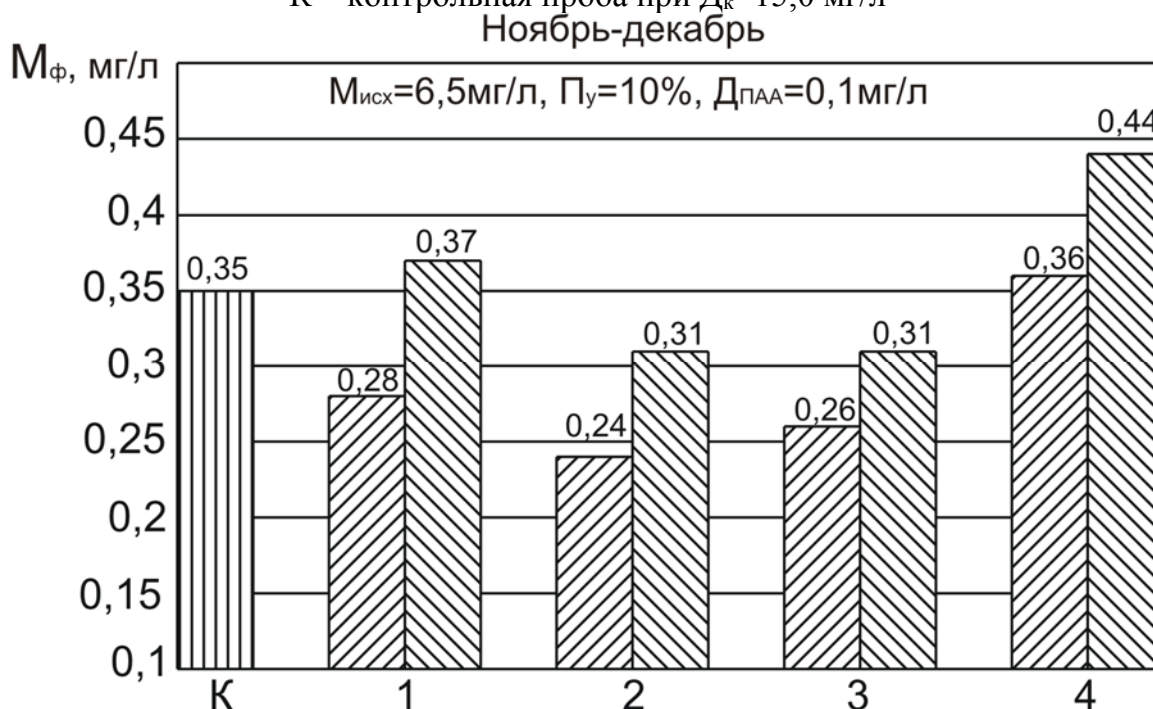


Рис. 4.12. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :
 1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,12; 4 – 0,16
 ▨ – для $D_1=10,0 \text{ мг/л}$, $D_2=1,5 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=8,0 \text{ мг/л}$, $D_2=2,0 \text{ мг/л}$
 К – контрольная проба при $D_k=15,0 \text{ мг/л}$

На втором этапе исследований, проведенных в ноябре-декабре, мутность воды после отстаивания в контрольной пробе была в пределах 4,9-5,0 мг/л, мутность фильтрата составляла 0,36-0,37 мг/л при дозе СА 15,0 мг/л. На основе данных, полученных в ходе проведения первого этапа, при использовании коагулянта СА были выбраны его экономичные дозы от 10,0 до 12,0 мг/л (в пересчете на весь объем очищаемой воды). При $\varphi=0,08-0,12$ и двухступенчатом перемешивании наблюдалось наибольшее снижение цветности и ПО фильтрата исследуемых проб. Величина воздухомасштащения вспомогательного объема воды, обрабатываемого в лабораторный установке была принята равной 0,1, количество ступеней перемешивания – 2. Величина P_y в экспериментах изменялась от 1 до 7%

Анализ экспериментальных данных, представленных на рис. 4.13-4.14 показал, что наименьшее значение P_y , при котором величина мутности отстаиваемой воды и фильтрата в отобранных пробах сопоставимы с аналогичными показателями контрольной пробы, составляет порядка 3% при экономичной дозе коагулянта СА 10,0 мг/л (диаграмма 3, рис. 4.14). Указанная доза СА обеспечивает 33%-ную экономию реагента при минимальных энергозатратах на высокоградиентное перемешивание вспомогательного объема воды. Величина рН вспомогательного объема при $D_k=10,0$ мг/л и $P_y=3\%$ составляла не менее 4,0. При $P_y=1\%$ величина рН водовоздушной смеси, перемешиваемой с СА в лабораторной установке была не более 3,8, что вероятнее всего объясняет появление в воде большого количества мелких (размером 0,5-1 мм) плохооседающих хлопьев и последующее увеличение её мутности после очистки (диаграммы 4, рис. 4.13 и 4.14).

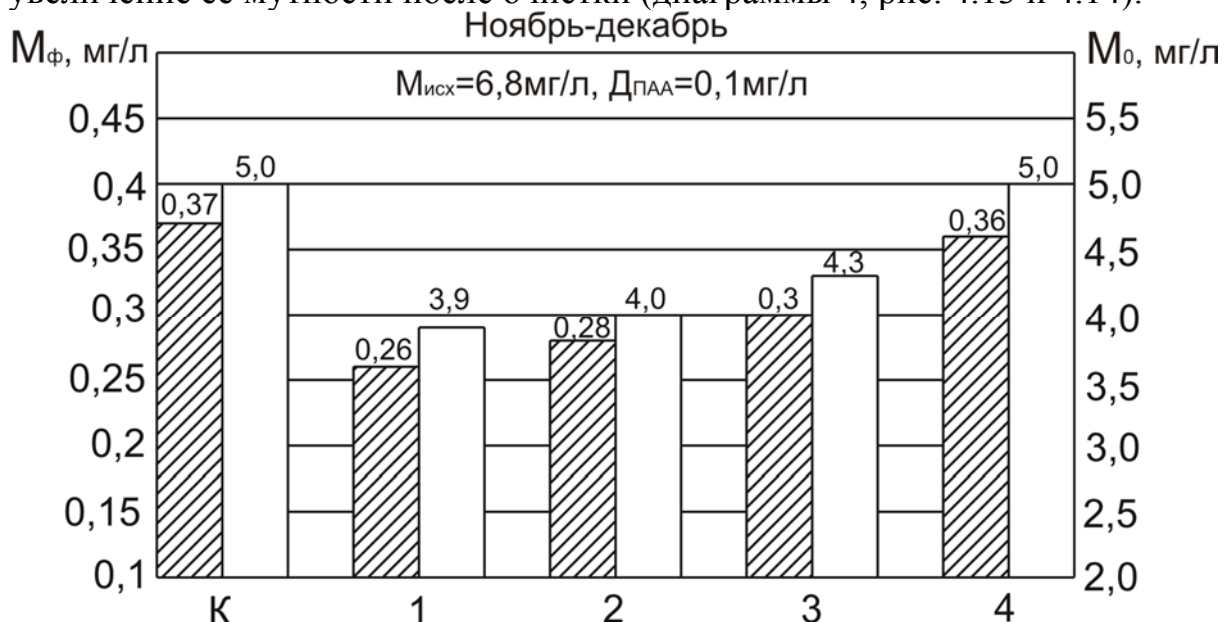


Рис. 4.13. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$) и СА с дозой 12,0 мг/л для значений P_y :

1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1% К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=15,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

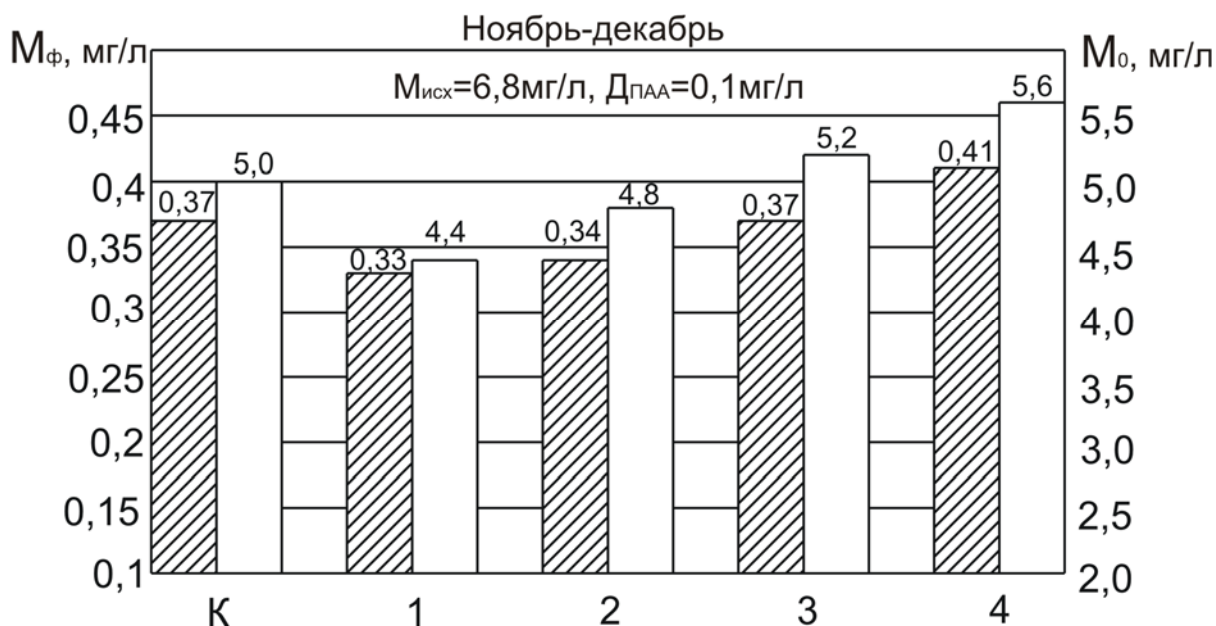


Рис. 4.14. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\phi=0,1$) и СА с дозой 10,0 мг/л для значений P_y :

1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%

К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=15,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

Экспериментальные данные по очистке воды с обработкой её вспомогательного объема коагулянтами СА (в дозах $D_1=8-10$ мг/л) и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» (в дозах $D_2=1,5-2$ мг/л) представлены на рис. 4.15 и 4.16. Анализ результатов показал, что наиболее экономичным является двухступенчатое высокоградиентное перемешивание при $P_y=3\%$, $D_1=8,0$ мг/л и $D_2=2,0$ мг/л (диаграмма 3, рис. 4.16). В данном случае также достигается 33%-я весовая экономия коагулянтов при достаточно высоком качестве очистки.

Во всех экспериментах первого и второго этапов, проведенных в осенне-зимний период, величины цветности, ПО и остаточного алюминия во всех пробах после фильтрования были в пределах ПДК, установленных [81].

Во время экспериментальной серии, проводимой в период паводка (апрель) мутность исходной воды изменялась от 57,2 мг/л до 61,3 мг/л, температура воды была равна 2,5-3 °С, ПО=6,7-6,8 мгО₂/л, величина цветности составляла 37-40 град, рН изменялась в пределах от 7,6 до 7,7, щелочность – от 1,15 до 1,2 ммоль/л, концентрация алюминия в воде Сурского водохранилища была 0,05-0,06 мг/л. Доза СА, принятая на ВОС пл. «Подгорная» при данных показателях воды составляла 60,0 мг/л, доза флокулянта ПАА $D_{ПАА}=0,15$ мг/л, подщелачивание воды не проводилось.

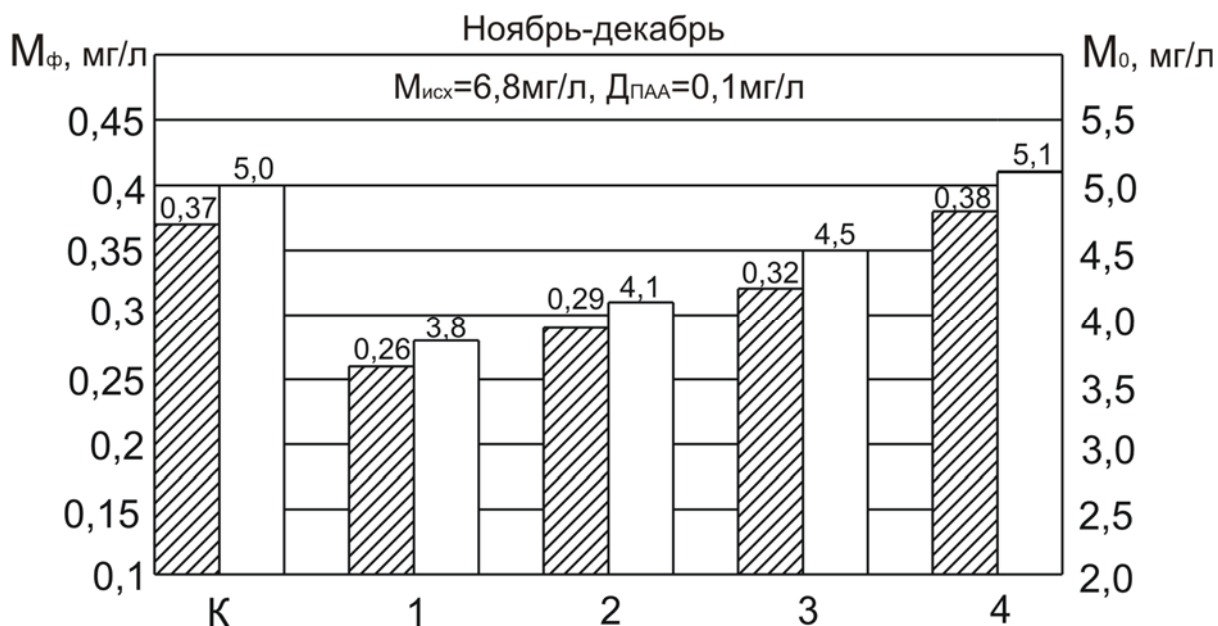


Рис. 4.15. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=10,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=1,5$ мг/л) для значений P_y :
 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%
 К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=15,0$ мг/л
 ▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

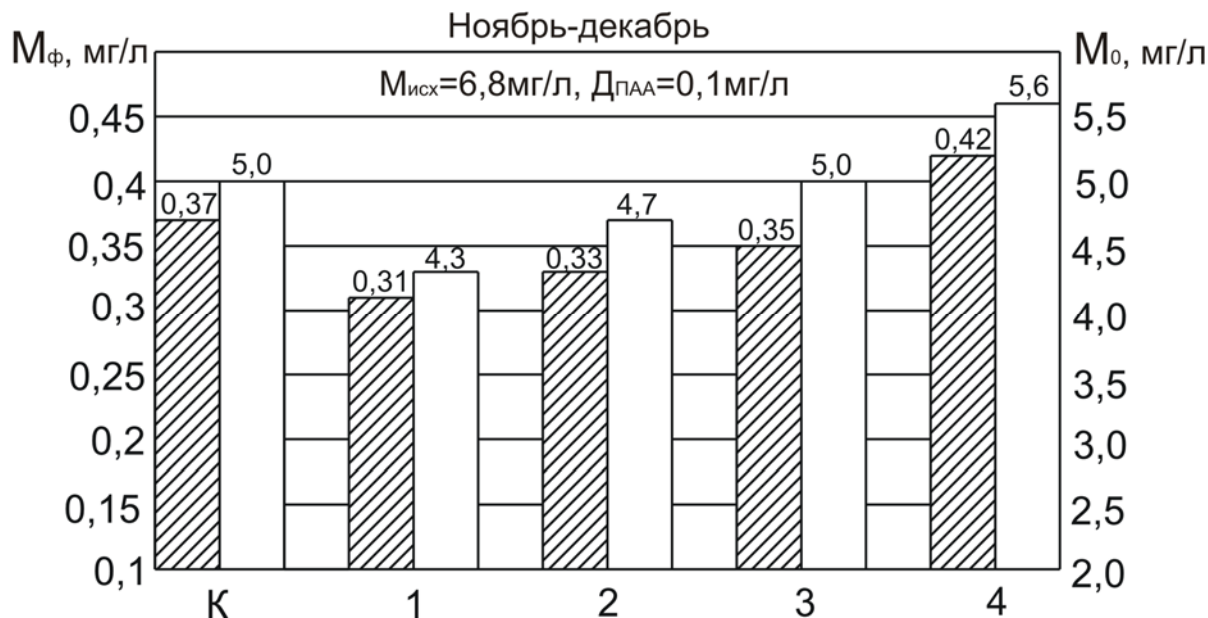


Рис. 4.16. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=8,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=2,0$ мг/л) для значений P_y :
 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%
 К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=15,0$ мг/л
 ▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

Результаты первого этапа экспериментальных исследований представлены на рис. 4.17-4.20. Анализ полученных данных показал, что при использовании способа концентрированного коагулирования с двух- и трехступенчатым перемешиванием вспомогательного объема воды с СА и сжатым воздухом наиболее значимое снижение мутности фильтрата в пробах очищаемой воды (для $\Pi_y = 10\%$) имело место при значениях относительного объемного воздухомасштащения потока $\varphi = 0,08-0,12$ (диаграммы 2 и 3, рис. 4.17 и 4.18). При данных условиях мутность фильтрата в опытных пробах была ниже мутности фильтрата контрольной пробы ($M_{\phi} = 0,5$ мг/л) только при дозах СА $D_k = 54,0$ мг/л, что вело к экономии коагулянта в 10% по сравнению с традиционным методом коагулирования при $D_k = 60,0$ мг/л. Снижение дозы СА при обработке вспомогательного объема воды до $D_k = 50,0$ мг/л привело к ухудшению качества фильтрата по сравнению с контрольной пробой во всем диапазоне изменений φ (диаграммы 1-4, рис. 4.17 и 4.18).

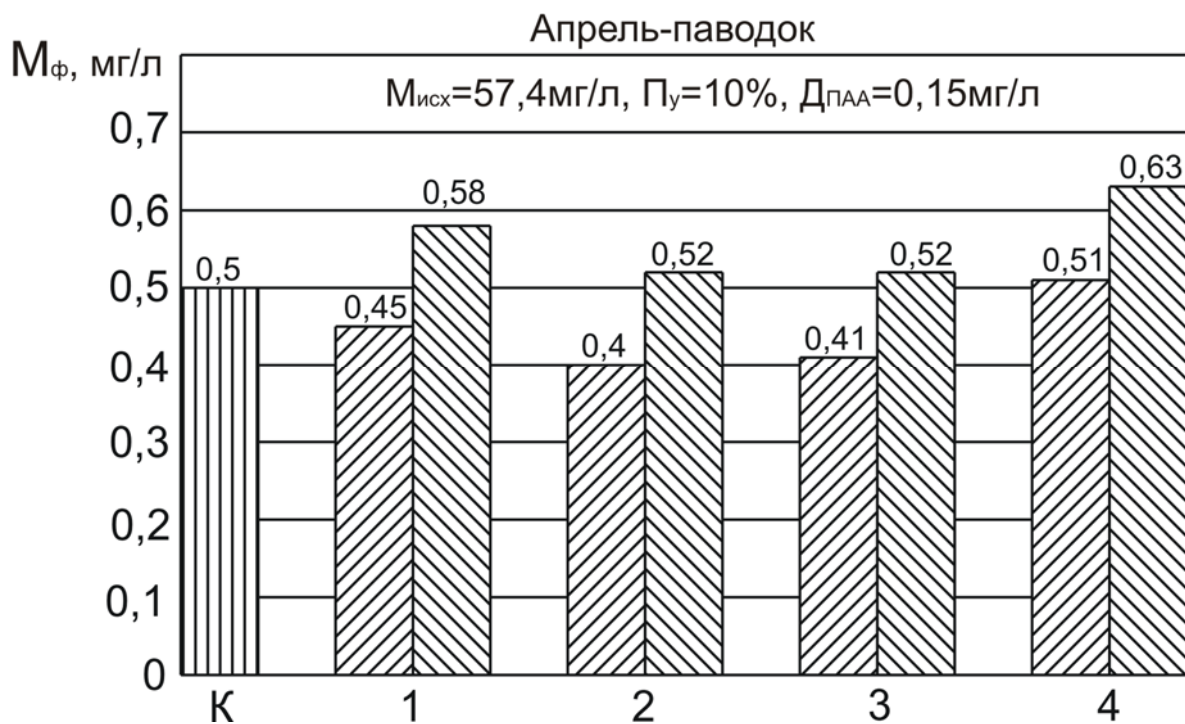


Рис. 4.17. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1 = 3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2 = 1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухомасштащении φ :
 1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,1; 4 – 0,16
 ▨ – для дозы СА $D_k = 50,0$ мг/л; ▩ – для $D_k = 54,0$ мг/л
 К – контрольная проба при $D_k = 60,0$ мг/л

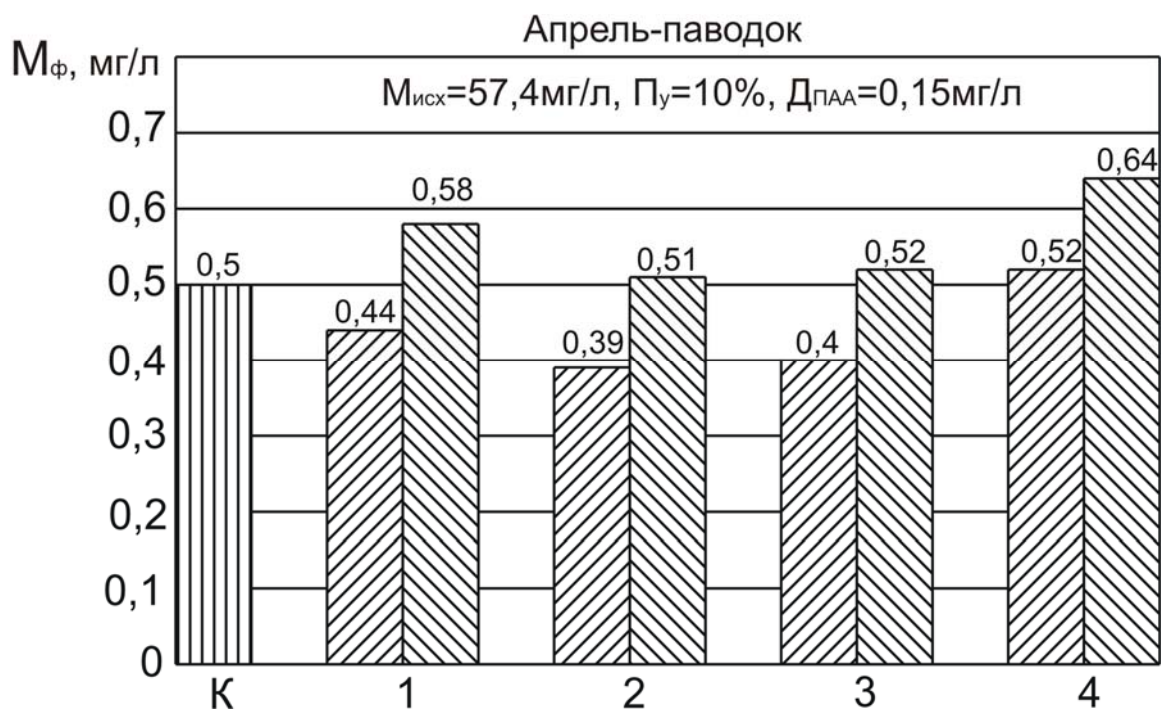


Рис. 4.18. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,1; 4 – 0,16

▨ – для дозы СА $D_k=50,0 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_k=54,0 \text{ мг/л}$

К – контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$

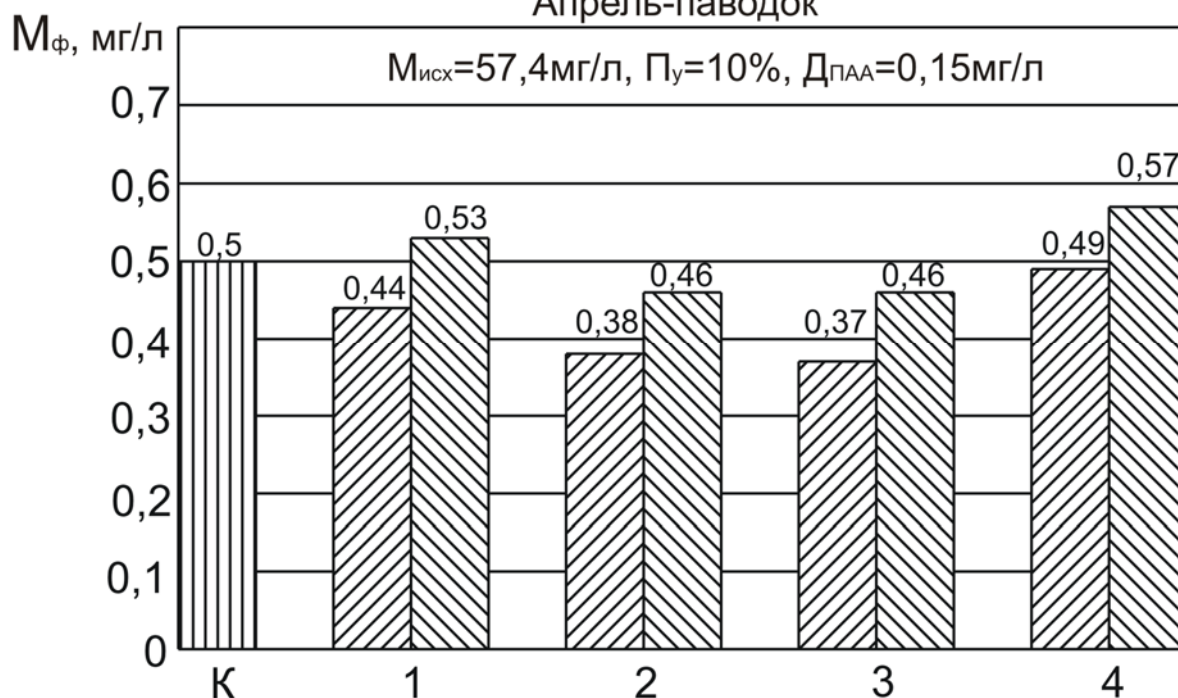


Рис. 4.19. Диаграммы мутности фильтрата при двухступенчатом перемешивании ($G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :

1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,1; 4 – 0,16

▨ – для $D_1=42,0 \text{ мг/л}$, $D_2=5,0 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=36,0 \text{ мг/л}$, $D_2=6,0 \text{ мг/л}$

К – контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$

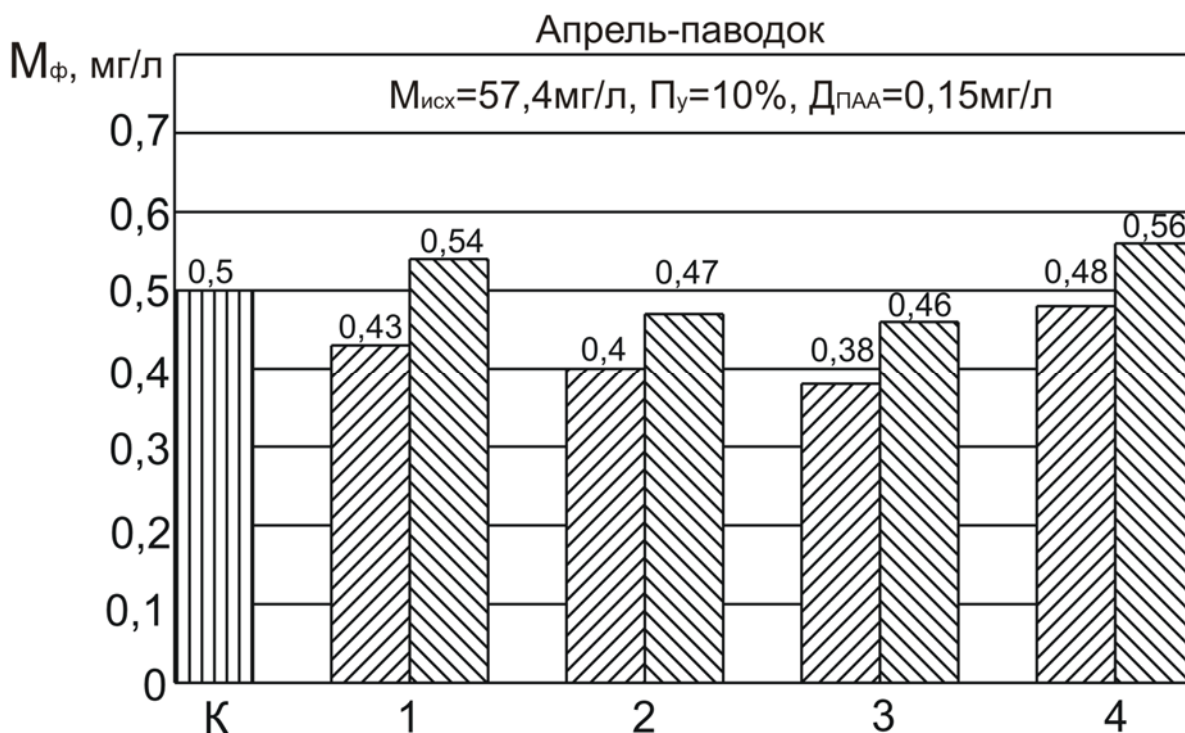


Рис. 4.20. Диаграммы мутности фильтрата при трехступенчатом перемешивании ($G_1=2,5 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_2=1,6 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, $G_3=0,8 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$) вспомогательного объема воды с СА (дозами D_1), ПОХА (дозами D_2) и воздухом при относительном воздухомыщении ϕ :
 1 – 0,05; 2 – 0,08; 3 – 0,1; 4 – 0,16
 ▨ – для $D_1=42,0 \text{ мг/л}$, $D_2=5,0 \text{ мг/л}$; ▩ – для $D_1=36,0 \text{ мг/л}$, $D_2=6,0 \text{ мг/л}$
 К – контрольная проба при $D_k=60,0 \text{ мг/л}$

При совместном использовании коагулянтов СА (в дозах D_1) и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» (в дозах D_2) для обработки вспомогательного объема воды на лабораторной установке с двух- и трехступенчатым перемешиванием со сжатым воздухом наиболее значимые результаты по снижению мутности фильтрата в пробах (для $P_y=10\%$) также наблюдались при $\phi=0,08-0,12$ (диаграммы 2 и 3, рис. 4.19 и 4.20). Наиболее экономичной являлась обработка воды с дозами $D_1=36,0 \text{ мг/л}$ и $D_2=6,0 \text{ мг/л}$, при которой в пробах очищаемой воды обеспечивалась мутность фильтрата менее $0,5 \text{ мг/л}$. При $\phi=0,08-0,12$ и двухступенчатом перемешивании имело место наибольшее снижение значений цветности и ПО фильтрата исследуемых проб. По результатам данного этапа исследований режим двухступенчатого перемешивания вспомогательного объема воды с $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ был выбран для проведения дальнейших экспериментов как наиболее приемлемый с точки зрения упрощения эксплуатации установки и снижения энергозатрат.

На втором этапе экспериментов, проведенных в период паводка, мутность воды в контрольной пробе после отстаивания составляла $5,6-5,8 \text{ мг/л}$, мутность фильтрата находилась в пределах $0,52-0,53 \text{ мг/л}$ при дозе СА

$D_k=60,0$ мг/л. Эксперименты с СА были проведены при его экономичных дозах 50,0 мг/л и 54,0 мг/л (в пересчете на весь объем очищаемой воды). Значение относительного объемного воздухомыщения φ вспомогательного объема воды, который обрабатывался в лабораторных условиях, было принято равным 0,1, количество ступеней перемешивания 2. Величина P_y в опытах изменялась от 1% до 7%. Анализ экспериментальных данных, представленных на рис. 4.21-4.22 показал, что наиболее значимое снижение мутности отстаиваемой воды и фильтрата в пробах для дозы СА $D_k=54,0$ мг/л наблюдалась при $P_y=7\%$ (диаграмма 1, рис. 4.21). Значение рН вспомогательного объема воды, обработанного на лабораторной установке коагулянтном и воздухом при данных условиях находилось на уровне 3,92. При снижении P_y с 5 до 1% и менее рН вспомогательного объема также снижалось (с 3,7 до 3,5) с соответствующим ухудшением фильтрата и общего объема воды после отстаивания (диаграммы 2-4, рис. 4.21). Аналогичные зависимости получены при дозе СА $D_k=50,0$ мг/л, однако в данном случае при $P_y=7\%$ не были достигнуты эффекты осветления отстаиванием и фильтрованием по сравнению с контрольной пробой (диаграммы 1-4, рис. 4.22). Значение рН вспомогательного объема воды при $P_y=7\%$, $D_k=50,0$ мг/л (отнесенной к общему объему очищенной воды) с двухступенчатым перемешиванием водовоздушной смеси с $\varphi=10\%$ находилось в пределах 3,93-3,95, процесс хлопьеобразования при смешении вспомогательного и основного объемов воды проходил достаточно медленно (более 20 мин).

Совместная обработка вспомогательного объема воды СА (дозами $D_1=36-42$ мг/л) и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» (дозами $D_2=5-6$ мг/л) показала, что значения мутности отстаиваемой воды и фильтрата в опытных пробах меньше, или сопоставимые с аналогичными показателями в контрольной пробе имели место при $P_y=5-7\%$ (диаграммы 1 и 2, рис. 4.23-4.24). Наиболее экономичный режим концентрированного коагулирования с двухступенчатым высокоградиентным перемешиванием соответствовал значениям $P_y=5\%$, $\varphi=0,1$, дозам СА $D_1=36,0$ мг/л и ПОХА $D_2=6,0$ мг/л (диаграмма 2, рис. 4.24), при котором были обеспечены достаточно высокое качество очистки воды по мутности по сравнению с контрольной пробой. Значение рН вспомогательного объема воды, обработанного при таких дозах СА и ПОХА (отнесенных к общему объему очищаемой воды) находилось на уровне 3,85. Процесс хлопьеобразования при смешивании вспомогательного и основного объемов воды проходил достаточно интенсивно, хлопья были среднего размера (1-2 мм), полное осветление закончилось за 1,8 часа. Весовая экономия реагентов при совместном коагулировании составила 30 % по сравнению с традиционным методом коагулирования сульфатом алюминия. Таким образом, совместное коагулирование может быть целесообразным в период паводка, при этом соотношения весовых расходов СА и ПОХА рекомендованы в пределах от 6:1 до 7:1.

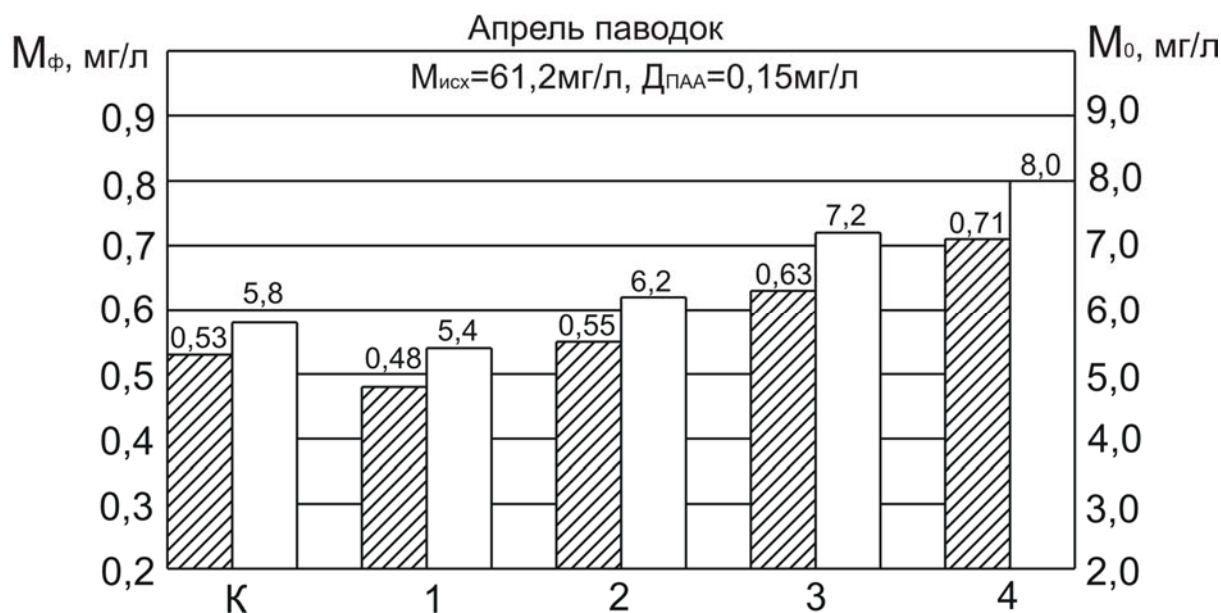


Рис. 4.21. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$) и СА с дозой 54,0 мг/л для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=60,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

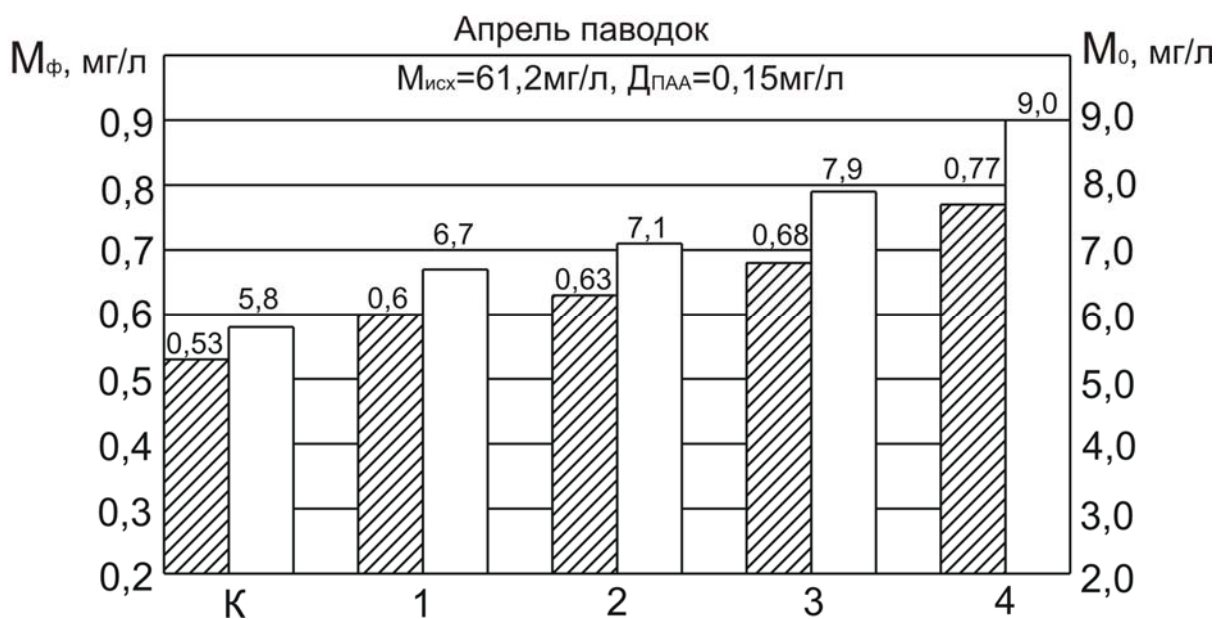


Рис. 4.22. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$) и СА с дозой 50,0 мг/л для значений P_y : 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=60,0$ мг/л

▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

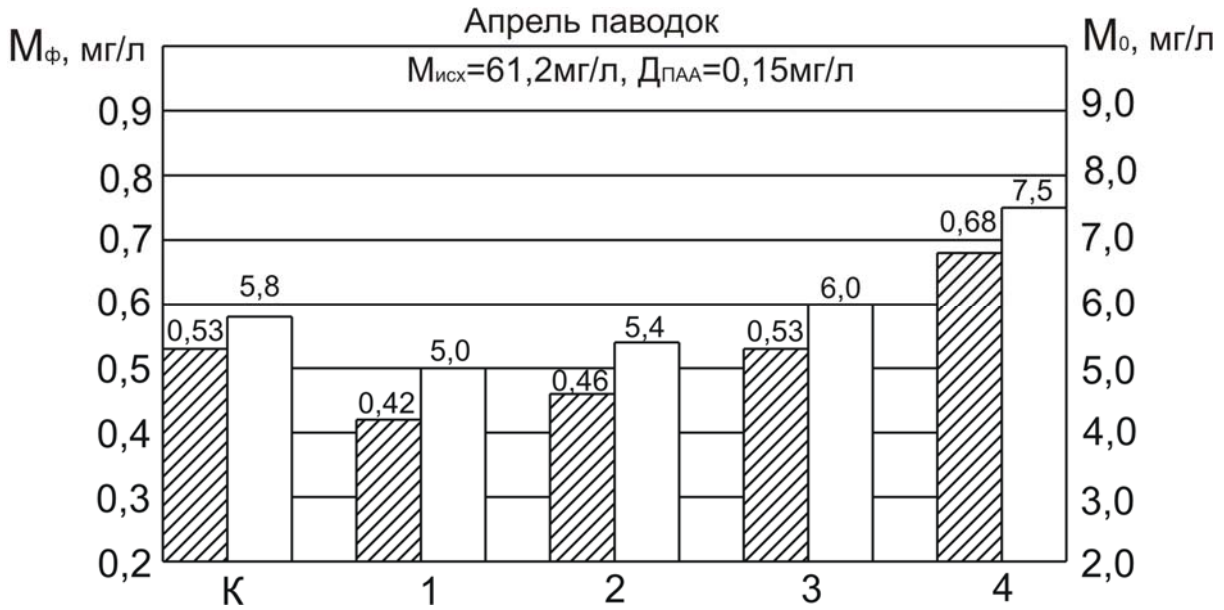


Рис. 4.23. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=42,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=5,0$ мг/л) для значений P_y :
 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=60,0$ мг/л
 ▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)



Рис. 4.24. Диаграммы остаточной мутности воды после отстаивания и фильтрования при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды с воздухом ($\varphi=0,1$), СА ($D_1=36,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=6,0$ мг/л) для значений P_y :
 1 – 7%; 2 – 5%; 3 – 3%; 4 – 1%; К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=60,0$ мг/л
 ▨ – фильтрат (левая шкала); □ – вода после отстаивания (правая шкала)

На основании проведенных экспериментов можно сделать вывод о том, что минимальное значение $П_y$ при коагуляционной обработке вспомогательного потока воды экономичными дозами коагулянтов должно соответствовать величинам рН, равным 3,8-3,9 для обеспечения эффективного хлопьеобразования в общем объеме воды и высокого качества его последующей очистки.

На рис. 4.25 показаны результаты анализов по определению остаточной перманганатной окисляемости (ПО) и цветности (Ц) в пробах обработанных различными дозами коагулянтов. Величины ПО и Ц в фильтрате проб, обработанных экономичными дозами СА ($D_1=36,0$ мг/л) и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» ($D_2=6,0$ мг/л) (диаграмма 4, рис. 4.25), хотя и превышали аналогичные показатели в контрольной пробе, однако были в пределах ПДК, установленных требованиями [81]. На основании экспериментальных данных установлено, что в период паводка концентрации остаточного алюминия в фильтратах проб, обработанных СА и ПОХА (диаграммы 3 и 4, рис. 4.26) были в 1,33-1,48 раза ниже, чем концентрация $Al_{ост}^{3+}$ в контрольной пробе, обработанной коагулянтном СА традиционным методом.

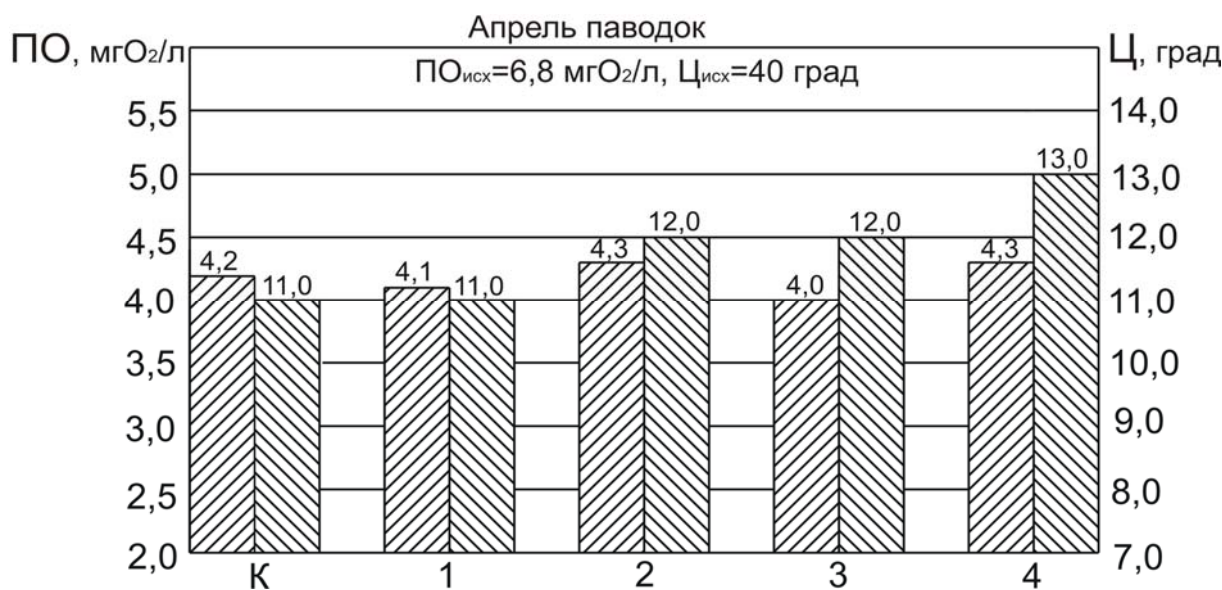


Рис. 4.25. Диаграммы остаточной перманганатной окисляемости (ПО) и цветности (Ц) фильтрата при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды ($П_y=5\%$) с воздухом ($\varphi=0,1$) и коагулянтами: 1 – СА ($D_k=54,0$ мг/л); 2 – СА ($D_k=50,0$ мг/л); 3 – СА ($D_1=42,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=5,0$ мг/л); 4 – СА ($D_1=36,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2=6,0$ мг/л); К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k=60,0$ мг/л
 – ПО (левая шкала); – Ц (правая шкала)

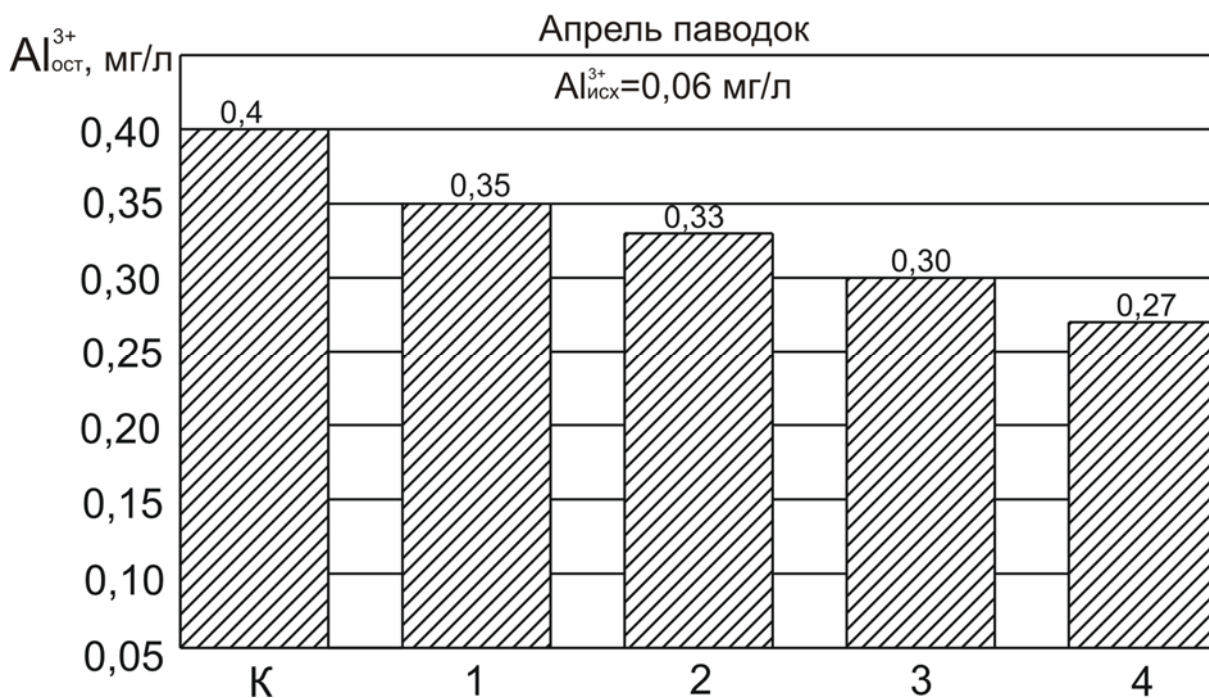


Рис. 4.26. Диаграммы остаточной концентрации алюминия в фильтрате при двухступенчатом перемешивании вспомогательного объема воды ($P_y = 5\%$) с воздухом ($\varphi = 0,1$) и коагулянтами:

1 – СА ($D_k = 54,0$ мг/л); 2 – СА ($D_k = 50,0$ мг/л); 3 – СА ($D_1 = 42,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2 = 5,0$ мг/л); 4 – СА ($D_1 = 36,0$ мг/л) и ПОХА ($D_2 = 6,0$ мг/л); К – контрольная проба, обработанная СА с дозой $D_k = 60,0$ мг/л

4.3. Оценка достоверности полученных экспериментальных данных. Разработка математических зависимостей для определения доз коагулянтов при обработке сурской воды способом концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси

Достоверность полученных экспериментальных результатов оценивалась по их воспроизводимости, полученной в трех сериях опытов. Повторение опытов производилось в одинаковых условиях.

При оценке достоверности экспериментальных данных производились вычисления следующих показателей:

1. Среднеарифметического значения определяемого параметра X_i при числе повторенных опытов $n=3$

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^3 X_i}{n} \quad (4.1)$$

2. Величины отклонения для данного измерения

$$a_i = X_i - \bar{X} \quad (4.2)$$

3. Величины среднеквадратичной ошибки серии опытов

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^3 a_i^2}{n-1}}. \quad (4.3)$$

4. Ошибка репрезентативности серии опытов

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}. \quad (4.4)$$

5. Погрешности серии опытов с числом степеней свободы $f=n-1=2$ при требовании надежности измерений $\beta=0,95$ и показателе надежности (стандартном значении критерия Стьюдента) $T=3,2$

$$\Delta = m \cdot T. \quad (4.5)$$

6. Коэффициента вариации серии опытов, %

$$K_v = \frac{100\sigma}{\bar{X}}. \quad (4.6)$$

Коэффициент вариации во всех случаях не превышал значения 5%, что свидетельствует о достоверности полученных результатов.

При использовании способа концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси рекомендованная доза СА может быть определена по формулам

$$D_{\text{кн}} = X \cdot \Phi_1 + (1 - X)\Phi_2, \quad (4.7)$$

$$X = 0,2 \cdot D_{\text{кт}} - 2, \quad (4.8)$$

$$\Phi_1 = a_1 \cdot (0,1 - \varphi)^2 + \frac{b_1}{P_y} \cdot \varphi + c_1, \quad (4.9)$$

$$\Phi_2 = a_2 \cdot (0,1 - \varphi)^2 + \frac{b_2}{P_y} \cdot \varphi + c_2, \quad (4.10)$$

где φ – относительное объемное воздухомышение вспомогательного потока воды, обрабатываемого коагулянтном ($0 \leq \varphi \leq 0,12$);

P_y – относительный объем воды, обработанной коагулянтном при концентрированном коагулировании ($1 \leq P_y \leq 3\%$);

$D_{\text{кт}}$ – доза СА, применяемая для очистки воды традиционным методом, мг/л; $a_1 = -296,3$; $b_1 = -115,5$; $c_1 = 43,7$; $a_2 = -204,3$; $b_2 = -77,0$; $c_2 = 29,8$.

В период паводка суммарная доза коагулянтов СА (D_1) и ПОХА (D_2) находится по уравнениям

$$D_{\text{кс}} = D_1 + D_2 = Y \cdot \Phi_1 + (1 - Y)\Phi_2, \quad (4.11)$$

$$Y = 0,1 \cdot D_{\text{кт}} - 5, \quad (4.12)$$

где $D_2 / D_1 = 0,14 - 0,17$;

$0 \leq \varphi \leq 0,12$;

$3 \leq P_y \leq 7\%$;

$a_1 = -1142,6$; $b_1 = -1121,9$; $c_1 = 170,3$; $a_2 = -1237,8$; $b_2 = -1092,5$; $c_2 = 170,9$.

Оценка адекватности математической модели производилась по критерию Фишера. Проведенный анализ показал, что полученные математические зависимости адекватно отражают величины весовых расходов алюмосодержащих коагулянтов.

Выводы

1. Использование сжатого воздуха при ступенчатом высокоградиентном концентрированном коагулировании позволяет повысить эффективность последующей очистки воды поверхностного источника. Наиболее значимое снижение мутности, цветности и ПО в процессе водоочистки имеет место при относительном объемном воздухомыщении вспомогательного объема воды в пределах от 0,08 до 0,12, а также перемешивании данного объема с коагулянтами в две ступени с градиентами скорости $G_1 = 3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2 = 1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$.

2. Применение способа концентрированного коагулирования с рекомендуемыми параметрами воздухомыщения и перемешивания вспомогательного объема (потока) воды позволяет снизить дозы СА в летний и осенне-зимний периоды по сравнению с традиционным методом коагуляционной обработки всего объема очищаемой воды на 25-30%. В период паводка наиболее значимое снижение весовых расходов реагентов (порядка 30%) достигается совместным использованием СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30», при этом соотношения расходов СА и ПОХА должны быть в пределах 6:1–7:1. Совместное использование сульфата и полиоксихлорида алюминия в летний и осенне-зимний периоды, а также самостоятельное использование ПОХА в любое время года для очистки воды Сурского водохранилища является экономически нецелесообразным вследствие повышения эксплуатационных затрат на водоподготовку.

3. При выборе наиболее экономичных режимов обработки сурской воды коагулянтами необходимо учитывать, чтобы величина относительного объема воды P_y при концентрированном коагулировании не была ниже критического значения ($P_y \geq P_{y, \text{кр}}$). Величина $P_{y, \text{кр}}$ определяется, исходя из условия нахождения рН вспомогательного объема воды после введения в

него коагулянтов с расчетными дозами, отнесенными к общему объему очищаемой воды в области значений не ниже 3,8-3,9 для эффективного осуществления последующих процессов хлопьеобразования и водоочистки. Рекомендуемые значения $П_y$ при очистке воды с применением предлагаемого способа концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси в летний и осенне-зимний периоды с использованием СА находятся в пределах 3%. В период паводка с использованием СА и ПОХА оптимальное значение $П_y$ составляет 5%, с использованием только СА – 7%.

4. Получены аналитические зависимости для расчета доз алюмосодержащих реагентов при обработке воды высокоградиентным концентрированным коагулированием с использованием сжатого воздуха в различные периоды года.

5. ПРОИЗВОДСТВЕННЫЕ ИСПЫТАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ КОНЦЕНТРИРОВАННОГО КОАГУЛИРОВАНИЯ С ВЫСОКОГРАДИЕНТНЫМ ПЕРЕМЕШИВАНИЕМ ВОДОВОЗДУШНОЙ СМЕСИ

5.1. Производственные испытания предлагаемой технологии и оценка её экономической эффективности

Практическое внедрение и производственные испытания разработанной технологии концентрированного коагулирования производились на 5-м блоке ВОС пл. «Подгорная» г. Пензы, имеющем фактическую производительность $30000 \text{ м}^3/\text{сут}$ ($1250 \text{ м}^3/\text{ч}$).

В состав 5-го блока ВОС пл. «Подгорная» входил перегородчатый смеситель, пять горизонтальных отстойников со встроенными камерами хлопьеобразования и три скорых фильтра. На ВОС поступала смешанная исходная вода от насосных станций НС «Водозабор Терновский» (р. Сура) и НС «Сурское водохранилище». Реагентная обработка включала в себя:

- двухступенчатое хлорирование;
- коагуляцию сернокислым алюминием (СА);
- флокуляцию ПАА.

Фильтрованная вода поступала в два резервуара чистой воды емкостью 2000 м^3 каждый. Технологическая схема очистки воды показана на рис. 5.1, а. При эксплуатации 5-го блока ВОС «Подгорная» во время паводка наблюдались повышенные значения мутности в пробах хоз-питьевой воды, отобранной из РЧВ (до $1,5 \text{ мг/л}$), а также значительные концентрации остаточного алюминия (до $0,45 \text{ мг/л}$) вследствие использования высоких доз СА (до 80 мг/л).

При проведении реконструкции данного блока к трубопроводу $d_{\text{в}}500$, подающему исходную воду к смесителю, через отводящий трубопровод 9 диаметром $d_{\text{г}}125 \text{ мм}$ (рис. 5.1, б) были подключены параллельно два центробежных насоса 5 и $5'$ марки К 80-50-200 производительностью каждый до $40 \text{ м}^3/\text{ч}$ и напором до 50 м . Один насос при самостоятельной работе подавал 3% от общего расхода воды Q_0 , поступающей в смеситель, при параллельной работе оба насоса перекачивали вспомогательный поток воды с расходом $Q_{\text{в}}$, составляющим до 5% от Q_0 . Смешение вспомогательного потока воды с реагентами СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30», а также воздухом производилось в вихревом смесителе 6. Подача растворов коагулянтов в смеситель осуществлялась насосами-дозаторами из растворных баков, а сжатый воздух поступал из отделения реагентного хозяйства с расходом $Q_{\text{св}}=(10-12\%)Q_{\text{в}}$. В смесителе 6 происходила предварительная диспергация пузырьков воздуха до средних размеров $3-5 \text{ мм}$ за счет создания высокотурбулентного движения водовоздушного потока в кольцевом пространстве корпуса смесителя. Предварительно

диспергированная водовоздушная смесь с реагентами поступала в распределительные линии 10 диаметром $d_{y,50}$ мм каждая и далее проходила через дроссельные задвижки первой и второй ступеней перемешивания 7 и 7'. В зависимости от расхода $Q_{\text{в}}$ включалось от 2 до 4 распределительных линий. Градиенты скоростей G_1 и G_2 изменялись за счет степени открытия задвижек и определялись при помощи показаний манометров 8 и расходомера 11. Вспомогательный поток воды, обработанный коагулянтами и воздухом при $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$, смешивался с основным потоком сурской воды в начале технологической схемы очистки ВОС пл. «Подгорная».

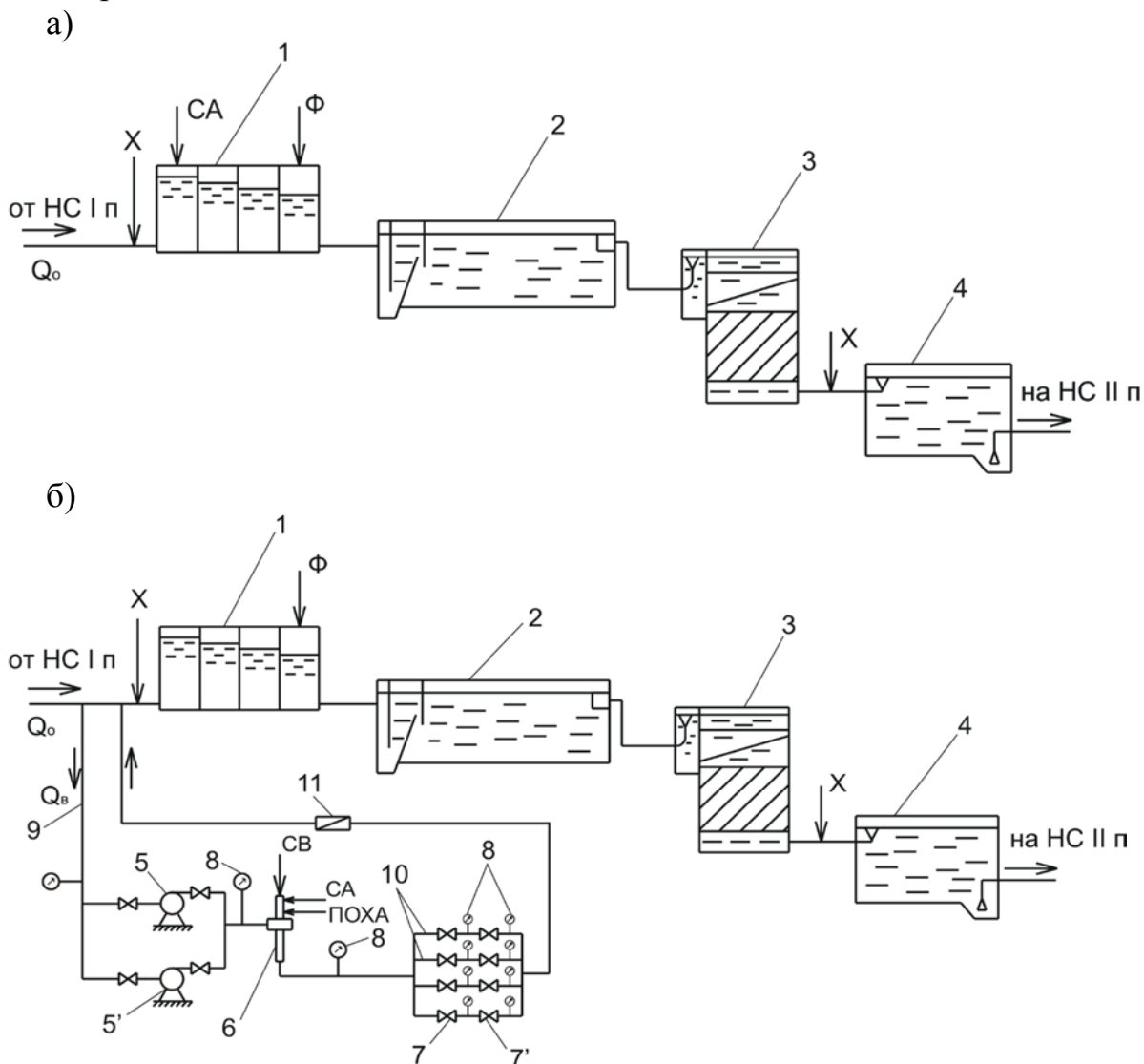


Рис. 5.1. Технологические схемы обработки воды на 4-м и 5-м блоках ВОС пл. «Подгорная» г. Пензы до реконструкции (а) и после реконструкции (б): 1 – перегородчатый смеситель; 2 – горизонтальный отстойник со встроенной камерой хлопьеобразования; 3 – скорый фильтр; 4 – РЧВ; 5 – повысительные насосы; 6 – вихревой смеситель; 7, 7' – дроссельные устройства; 8 – манометры; 9 – отводящий трубопровод; 10 – распределительные линии; 11 – расходомер; СА и ПОХА – сульфат и полиоксихлорид алюминия; X – хлор; Ф – флокулянт; СВ – сжатый воздух

Общий вид вихревого смесителя, распределительной линии и дроссельных устройств показан на рис. 5.2.



Рис. 5.2. Общий вид вихревого смесителя, распределительной линии и дроссельных устройств

Производственные испытания предлагаемой технологии высокоградиентного перемешивания вспомогательного потока воды с коагулянтами и воздухом проводились с января по август 2010 г. Во время паводка (апрель-май) включались два повысительных насоса, в остальное время работал один насос (поз. 5 и 5', см. рис. 5.1, б). Данные по качеству очищенной хозяйственной воды, полученные на 5-м блоке ВОС пл. «Подгорная», где проводились испытания новой технологии (мутность, ПО, цветность) сравнивались с данными анализов хозяйственной воды, прошедшей очистку на 4-м блоке (производительностью 50 тыс. м³/сут), где использовалась традиционная технология реагентной обработки всего объема очищаемой воды (см. рис. 5.1, а).

Результаты сравнительных испытаний существующей и предлагаемой технологии обработки сурской воды, которые проводились в течение 7-и месяцев на ВОС пл. «Подгорная» г. Пензы, представлены в табл. 5.1. В течение каждого месяца испытаний фиксировались средние и максимальные значения параметров исходной и очищенной воды, а также доз коагулянтов. В период паводка на 5-м блоке использовались коагулянты СА (дозами D₁) и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» (дозами D₂), в остальное время – только СА дозами D₁ (графы 16 и 17 табл. 5.1). На 4-м блоке в течение всего периода испытаний использовался коагулянт СА дозами D_к (графы 8 и 9, табл. 5.1).

Таблица 5.1

Результаты сравнительных испытаний существующей
и предлагаемой технологий обработки Сурской воды на ВОС пл. «Подгорная» г. Пензы

2010 Г., месяц	Исходная вода										Хозяйственно – питьевая вода																																	
	Мутность (М), мг/л					Окисляе- мость (ПО), мгО ₂ /л					Цвет- ность (Ц), град					Существующая технология (4-й блок)					Предлагаемая технология (5-й блок)																							
	ср.		макс.		М, мг/л	ср.		макс.		ПО, мгО ₂ /л	ср.		макс.		Ц, град	ср.		макс.		Д ₁ (Д ₂) мг/л	ср.		макс.		М, мг/л	ср.		макс.		ПО, мгО ₂ /л	ср.		макс.		Ц, град									
	3	4	4	5		6	7	8	9		10	11	12	13		14	15	16	17		18	19	20	21		22	23	24	25		26	27	28	29		30	31	32	33					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33												
Янв.	1,8	2,7	4,72	5,04	11	17	6,0	8,1	0,63	0,92	3,91	4,2	4	6	4,1	5,7	0,7	0,94	4,02	4,3	5	7	2,4	4,7	4,8	5,44	10	16	7,7	9,2	0,91	1,12	3,8	4,2	5	7	5,2	6,5	0,98	1,10	3,94	4,41	5	7
Фев.	3,8	6,3	3,84	4,64	10	14	12,0	15,0	0,73	1,0	3,3	4,0	4	5	8,3	10,5	0,71	1,07	3,5	4,09	5	6	28,7	78,4	5,12	7,42	28	40	38,2	70,0	1,0	1,4	3,85	4,3	7	10	23,2	42,0	1,0	1,33	3,7	4,3	9	12
Апр.	44,1	92,5	5,36	7,88	31	40	58,0	87,0	1,0	1,3	3,78	4,18	8	10	35,8	50,2	1,0	1,28	3,74	4,14	9	13	14,2	25,3	5,56	6,8	22	31	24,4	35,3	0,54	0,8	4,28	4,53	10	14	17,0	24,8	0,58	0,88	4,40	4,71	12	16
Июнь	4,8	7,2	5,44	6,28	24	33	16,8	28,7	0,61	0,8	4,08	4,43	12	15	11,9	20,1	0,6	0,77	4,37	4,88	14	17	4,8	7,2	5,44	6,28	24	33	16,8	28,7	0,61	0,8	4,08	4,43	12	15	11,9	20,1	0,6	0,77	4,37	4,88	14	17

П р и м е ч а н и е : Средняя концентрация остаточного алюминия в хоз.-питьевой воде после 4-го блока – 0,23 мг/л (в период паводка до 0,5 – мг/л), после 5-го блока – 0,16 мг/л (в период паводка – до 0,25 мг/л).

Анализ результатов промышленных испытаний позволил сделать следующие выводы:

– использование способа концентрированного коагулирования с высокоградиентным двухступенчатым перемешиванием вспомогательного потока воды с реагентами и воздухом позволило сократить среднюю дозу СА с 23,3 мг/л до 16,4 мг/л по сравнению с традиционным методом обработки воды при обеспечении высокого качества фильтрата в РЧВ;

– добавление реагента ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» с дозами 4,0-8,0 мг/л в период паводка привело к снижению среднего весового расхода коагулянта СА с 48 до 29,5 мг/л за счет применения нового способа интенсификации процесса коагуляции, а также позволило снизить концентрацию остаточного алюминия в очищенной воде в 1,4 раза. По итогам производственных испытаний предложенную технологическую схему обработки воды было рекомендовано внедрить на 4-м блоке ВОС «Подгорная».

5.2. Расчет экономической эффективности от внедрения предлагаемого способа концентрированного коагулирования воды

Технико-экономическое сравнение предложенного способа концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси с коагулянтами производилось с традиционным методом коагулирования всего объема воды для 4-го и 5-го блоков ОСВ пл. «Подгорная» г. Пензы суммарной фактической производительностью 80 тыс. м³/сут.

Экономическая эффективность определялась по годовым эксплуатационным затратам на электроэнергию и реагенты исходя из того, что фонд зарплаты для персонала, затраты энергии на дозирование реагентов и амортизационные отчисления одинаковы по обоим вариантам обработки воды.

Годовые эксплуатационные затраты на коагулянт СА по традиционному методу обработки воды при среднегодовой дозе $D_k=20,0$ мг/л, стоимости СА $C_{уд,СА}=6,0$ руб./кг и производительности $Q_{сут}=80$ тыс. м³/сут:

$$Z_1 = \frac{D_k \cdot Q_{сут} \cdot 365}{10^3} \cdot C_{уд} = \frac{20 \cdot 80000 \cdot 365}{10^3} \cdot 6,0 = 3504000 \text{ руб.}$$

По предлагаемому варианту:

– годовые затраты на СА со средней дозой $D_1=13,0$ мг/л и ПОХА с дозой $D_2=5,5$ мг/л (в течение 1,5 месяцев паводка) при стоимости ПОХА $C'_{уд}=25,0$ руб./кг:

$$\begin{aligned}
C_n &= \frac{D_1 \cdot Q_{\text{сут}} \cdot 365}{10^3} \cdot C_{\text{уд}} + \frac{D_2 \cdot Q_{\text{сут}} \cdot 45}{10^3} \cdot C'_{\text{уд}} = \\
&= \frac{13 \cdot 80000 \cdot 365}{10^3} \cdot 6,0 + \frac{5,5 \cdot 80000 \cdot 365}{10^3} \cdot 25,0 = \\
&= 2277600 + 495000 = 2772600 \text{ руб.}
\end{aligned}$$

Затраты электроэнергии на повысительный насос $Q_n=3\% \cdot Q_o$ мощностью $N=17$ кВт при стоимости 1 кВт·ч $C_{\text{эл}}=2,2$ руб. (в ценах 2015 г.)

$$\mathcal{E}_{n1} = N \cdot 24 \cdot 365 \cdot C_{\text{эл}} = 17 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 2,2 = 327600 \text{ руб.}$$

Дополнительные затраты электроэнергии на второй повысительный насос той же мощности, работающий в паводок (45 дней)

$$\mathcal{E}_{n2} = N \cdot 24 \cdot 365 \cdot C_{\text{эл}} = 17 \cdot 24 \cdot 45 \cdot 2,2 = 40400 \text{ руб.}$$

Суммарные затраты электроэнергии на повысительные насосы

$$\mathcal{E}_n = \mathcal{E}_{n1} + \mathcal{E}_{n2} = 327600 + 40400 = 368000 \text{ руб.}$$

Затраты электроэнергии на компрессор $Q_k=0,1 \cdot Q_n$ мощностью $N_k=0,45$ кВт для подачи сжатого воздуха в вихревой смеситель, а также на дополнительный компрессор той же мощности, работающий в паводок

$$\begin{aligned}
\mathcal{E}_k &= N_k \cdot 24 \cdot 365 \cdot C_{\text{эл}} + N_k \cdot 24 \cdot 45 \cdot C_{\text{эл}} = \\
&= 0,45 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 2,2 + 0,45 \cdot 24 \cdot 45 \cdot 2,2 = \\
&= 8700 + 1100 = 9800 \text{ руб.}
\end{aligned}$$

Суммарные годовые эксплуатационные затраты по предлагаемому варианту:

$$\mathcal{Z}_2 = C_n + \mathcal{E}_n + \mathcal{E}_k = 2772600 + 368000 + 9800 = 3150400 \text{ руб.}$$

Расчетный годовой технико-экономический эффект от внедрения предлагаемой технологии обработки природной воды

$$\mathcal{E} = \mathcal{Z}_1 - \mathcal{Z}_2 = 3504000 - 3150400 = 353600 \text{ руб.}$$

Полученный экономический эффект определен в ценах 2015 г.

5.3. Рекомендации к расчету основных устройств и оборудования, входящих в состав технологической схемы

5.3.1. Повысительные насосы

Для создания достаточного напора при высокоградиентном перемешивании вспомогательного расхода воды с воздухом и коагулянтами устанавливаются два рабочих повысительных насоса. Производительность каждого насоса Q_n должна составлять порядка 3% от общего расхода очищаемой воды на одном или двух блоках ВОС. В паводок работают оба насоса с параллельным подключением, в остальное время года – 1 насос. Напор рабочих насосов выбирается в пределах 40-45 м. Насосы должны иметь пологую характеристику Q-H для обеспечения устойчивой работы при значительной степени закрытия дроссельных устройств. При необходимости устанавливается 1 резервный насос той же марки, что и рабочие.

При отсутствии на основном блоке ВОС линии сжатого воздуха в непосредственной близости от рабочих повысительных насосов должны устанавливаться компрессоры мембранного типа в количестве не менее двух. Характеристики компрессоров:

- рабочее давление $p_k = (5-8) \cdot 10^5$ Па;
- производительность Q_k – не менее $0,1 \cdot Q_n$

Для обеспечения более устойчивой работы компрессоры могут быть подключены к ресиверу объемом 120-250 л.

5.3.2. Вихревой смеситель

Смеситель предназначен для предварительного перемешивания воды, подаваемой повысительным насосом, со сжатым воздухом и коагулянтами. Выполняется из нержавеющей стали X18H10T. Схема смесителя показана на рис. 5.3.

Смеситель содержит трубчатый ствол 1 и соосно расположенную с ним входную камеру 2 с тангенциально присоединенным к ней патрубком 3 для подачи обрабатываемой воды. Входная камера имеет также патрубок 4 для подвода реагентов и воздуха. В створе соединения входной камеры и ствола установлена диафрагма 5, внутренним диаметром d_d . В стволе 1 на расстоянии Δ от диафрагмы соосно устраивается тело обтекания 6 диаметром d_o , соединенное с трубчатым стволом несколькими радиальными перегородками 7 длиной l_n . Нижняя часть тела обтекания 6 снабжена дисками 8, диаметр которых d_{dn} меньше внутреннего диаметра ствола d_c .

Смеситель работает следующим образом.

Обрабатываемая вода под некоторым напором от повысительного насоса подается по патрубку 3 во входную камеру 2 смесителя и за счет тангенциального подвода приобретает вращательное движение. Диаметр входного патрубка d_e подбирается, исходя из рекомендуемой скорости воды

в нем $u_6=1,5-2,5$ м/с. Подача реагентов и воздуха осуществляется непрерывно через патрубок 4 диаметром d_n . Далее поток совершает вращательно-поступательное движение по направлению к диафрагме 5, при этом окружная скорость потока при подходе к диафрагме постоянно увеличивается и достигает максимума в сжатом сечении потока за диафрагмой на расстоянии $\Delta = (0,5 - 0,7) \cdot d_o$, которое принимается в расчетах. Далее закрученный поток водовоздушной смеси попадает в кольцевое пространство между телом обтекания 6 и трубчатым стволом 1. За счет деления указанного кольцевого пространства на секторы с использованием радиальных перегородок 7 в каждом секторе происходит резкое гашение окружной скорости потока и образование зон интенсивного турбулентного перемешивания с высокой степенью диссипации энергии. Высокое качество перемешивания реагентов с водой и воздухом обеспечивается также за счет установки дисков 8 (в количестве 4-5 штук) при этом расстояние между соседними дисками выбирается по соотношению $l_{dc} = (0,8 - 1) \cdot d_o$.

Диаметр входной камеры 2 находят как

$$d_{\text{вх.к}} = (4 - 6) \cdot d_{\text{в}}. \quad (5.1)$$

Отношение внутренних диаметров входной камеры, диафрагмы, ствола и диаметра тела обтекания определяется как $d_{\text{вх.к}} : d_{\text{д}} : d_{\text{с}} : d_{\text{о}} = (8-10) : 1 : (2,5-3) : (1,5-2)$, а длина радиальных перегородок на теле обтекания вдоль оси ствола определяется по формуле

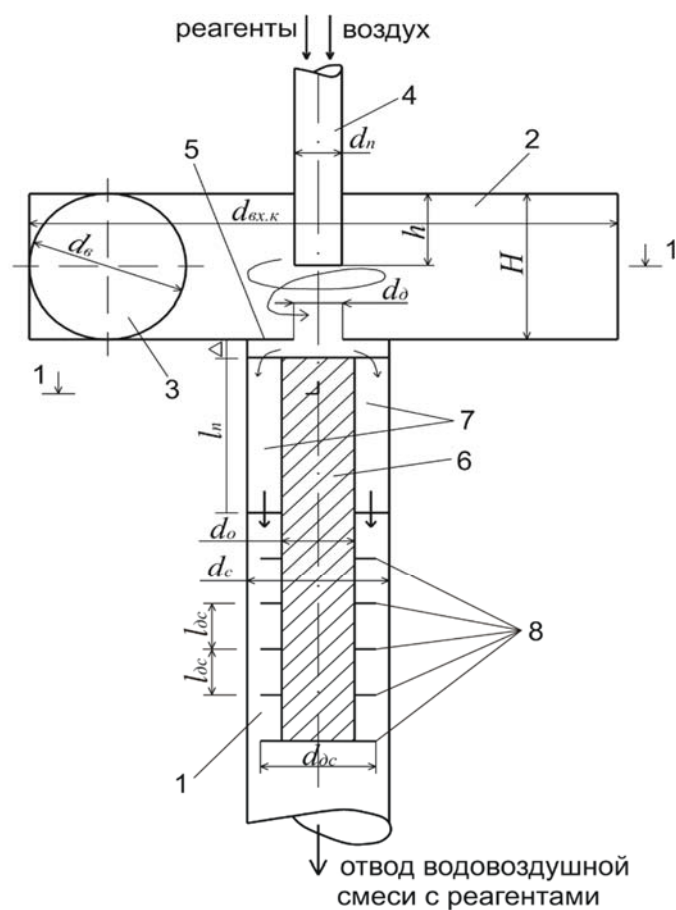
$$l_{\text{п}} = (3 - 5) \cdot d_{\text{о}}. \quad (5.2)$$

Диаметр патрубка для подачи реагентов и воздуха принимается равным $d_{\text{п}} = 0,8 \cdot d_{\text{д}}$, а его глубина погружения во входную камеру находится как

$$h = 0,5 \cdot H = 0,5 \cdot d_{\text{в}}, \quad (5.3)$$

где H – высота входной камеры

Расчетные потери давления при работе водовоздушного смесителя принимаются равными $(0,7-1,0) \cdot 10^5$ Па. Количество рабочих смесителей – 1, резервных – 1.



↓ отвод водовоздушной смеси с реагентами

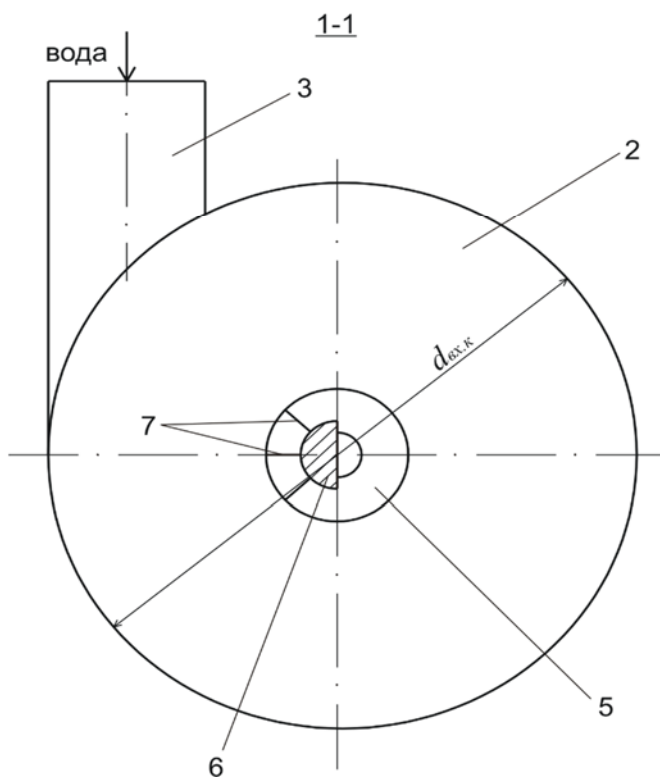


Рис. 5.3. Схема вихревого смесителя:
 1 – ствол; 2 – входная камера; 3 – патрубок подачи обрабатываемой воды;
 4 – патрубок подвода реагентов (воздуха); 5 – диафрагма;
 6 – тело обтекания; 7 – радиальные перегородки; 8 – диски

5.3.3. Распределительные линии и дроссельные устройства

Количество распределительных линий определяется, исходя из рекомендуемой скорости движения водовоздушного потока на каждой линии $u_p = 1,8-2,5$ м/с, подачи повысительных насосов (одного или двух) и максимального диаметра одной линии $d_{p,max}=70$ мм. На каждой распределительной линии устанавливаются два дроссельных устройства первой и второй ступеней (вентили или задвижки) и 2-3 манометра со шкалой от 0 до 5 (10) атм. Расстояние между дросселями первой и второй ступеней – не более 0,5 м. Для обеспечения плавного регулирования и постоянного контроля дроссельные устройства могут быть оснащены средствами автоматизации.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Улучшение качества очистки природной воды поверхностных источников Волжского бассейна в условиях низких значений температур, рН и щелочности при сравнительно небольших эксплуатационных затратах может быть достигнуто совместным использованием коагулянтов на основе ПОХА и СА при одновременном применении наиболее экономичных и перспективных безреагентных методов интенсификации процессов коагуляции, к числу которых относятся концентрированное коагулирование и аэрация. Данные методы могут быть использованы также в целях сокращения доз СА при его самостоятельном применении для очистки воды поверхностного источника.

2. Получены уравнения, показывающие характер зависимости дозы коагулянта, введенного в смеситель при одновременной аэрации воды, от концентрации и среднего размера частиц гетерофазных примесей, а также газонасыщения полученной водовоздушной смеси и градиента скорости перемешивания. Предложен и теоретически обоснован реагентосберегающий способ высокоградиентного перемешивания воды с коагулянтами и сжатым воздухом при концентрированном коагулировании.

3. Экспериментально установлено, что применение концентрированного коагулирования с высокоградиентным ступенчатым перемешиванием является более предпочтительным по эффективности последующей очистки воды по сравнению с аналогичным способом, использующим низкоградиентное коагулирование со значением градиента скорости G порядка 120 с^{-1} .

Использование сжатого воздуха при высокоградиентном концентрированном коагулировании позволяет повысить эффективность последующей очистки воды поверхностного источника, причем наиболее значимое снижение мутности, цветности и ПО в процессе водоочистки имеет место при относительном объемном воздухомыщении вспомогательного потока воды в пределах от 0,08 до 0,12, а также перемешивании данного объема с коагулянтами в две ступени с градиентами скорости $G_1=3,2 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$ и $G_2=1,0 \cdot 10^4 \text{ с}^{-1}$.

4. Применение концентрированного коагулирования с рекомендуемыми параметрами воздухомыщения и перемешивания вспомогательного потока воды позволяет снизить дозы СА в летний и осенне-зимний периоды по сравнению с традиционным методом коагуляционной обработки всего объема очищаемой воды на 25-30%. В период паводка наиболее значимое снижение весовых расходов реагентов (до 30%) достигается совместным использованием СА и ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30», при этом соотношения расходов СА и ПОХА должны быть в пределах 6:1 – 7:1.

5. Рекомендуемые значения относительного объема (расхода) воды $П_y$, обработанной коагулянтами с применением предлагаемого способа коагулирования в летний и осенне-зимний периоды с использованием СА

находятся в пределах 3%. В период паводка с использованием СА и ПОХА оптимальное значение P_y составляет порядка 5%, с использованием только СА – 7%.

Получены аналитические зависимости для расчета доз алюмосодержащих реагентов при обработке воды высокоградиентным концентрированным коагулированием с использованием сжатого воздуха в различные периоды года.

6. Предложенная технология концентрированного коагулирования воды с алюмосодержащими реагентами и воздухом прошла производственные испытания на ВОС пл. «Подгорная» г. Пензы производительностью 30 тыс. м³/сут. Внедрение новой технологии позволило сократить дозы СА в осеннее-зимний и летний периоды на 30% по сравнению с традиционным методом обработки всего объема воды. Добавление реагента ПОХА «АКВА-АУРАТ™ 30» с дозами 4,0-8,0 мг/л в период паводка с применением предложенного способа интенсификации процесса коагуляции привело к экономии весового расхода коагулянта СА на 40%, а также к снижению остаточной концентрации алюминия в очищенной воде в 1,4 раза.

7. Расчетный годовой экономический эффект от внедрения новой технологии составил более 350 тыс. руб. (в ценах 2015 года). Разработаны рекомендации к расчету основных устройств и оборудования, входящих в состав предложенной технологической схемы высокоградиентного концентрированного коагулирования с использованием алюмосодержащих реагентов.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Алексеева, Л.П. Оценка эффективности применения оксихлорида алюминия по сравнению с другими коагулянтами [Текст] / Л.П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 2.
2. Бабенков, Е.Д. Влияние перемешивания воды на физические параметры коагулированной взвеси [Текст] / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. – 1980 – № 5. – т. 2.
3. Бабенков, Е.Д. Влияние степени дисперсности примесей на физические параметры коагулированной взвеси [Текст] / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. – 1983.– № 1. – т. 5.
4. Бабенков, Е.Д. Очистка воды коагулянтами [Текст] / Е.Д. Бабенков. – М.: Недра, 1977. – 356 с.
5. Бабенков, Е.Д. Размерно-плотностная характеристика хлопьев коагулированной взвеси [Текст] / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. – 1981. – № 3. – Т. 3. – С. 212-215.
6. Бабенков, Е.Д. Режим перемешивания воды в процессах водоподготовки [Текст] / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. – 1984. – Т. 2. – № 3.
7. Баранова, А.Г. Практикум по химии воды [Текст] / А.Г. Баранова, П.Р. Таубе. – Пенза: ПГАСА, 1997. – 114 с.
8. Баринов, М.Ю. Сравнительные исследования механического и воздушного смешения при реагентной обработке речной воды [Текст] / М.Ю. Баринов, Х. Сабух // Очистка природных и сточных вод. – Ростов н/Д: Ростов. инженер.-строит. ин-т, 1990.
9. Баулина, А.И. Исследование структуры твердой фазы, образующейся при известковании воды и коагулировании её солями железа [Текст] / А.И. Баулина // Теплоэнергетика. – 1978. – № 9. – С. 89-90.
10. Бибик, Е.Е. Измерение сил сцепления частиц в агрегированных дисперсных системах [Текст] / Е.Е. Бибик, И.С. Лавров // Коллоидный журнал. – 1970.– № 4. – т. 32. – С. 483-488.
11. Бо, Д. Пилотные испытания по питьевой водоподготовке в условиях Москворецкого водоисточника [Текст] / Д. Бо, Г. Н. Герасимов, А.В. Коверга, А.В. Завадский // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – № 9.
12. Броунштейн, Б.И. Физико-химические основы жидкостной экстракции [Текст] / Б.И. Броунштейн, А.С. Железняк. – М.: Химия, 1966.
13. Бутко, А.В. Исследование пневматического перемешивания коагулированной воды с целью хлопьеобразования [Текст] / А.В. Бутко, Е.Ф. Кургаев, В.А. Михайлов, В. А. Лысов // Химия и технология воды. – 1991. – Т. 13. – № 4. – С. 340-344.
14. Бутко, А.В. Применение аэрации для интенсификации хлопьеобразования при осветлении мутных вод [Текст] / А.В. Бутко, Е.Ф. Кургаев,

В.А. Михайлов // Сельскохозяйственное водоснабжение и охрана водных ресурсов. – Новочеркасск, 1986.

15. Бутко, А.В. Применение воздуха для интенсификации процесса хлопьеобразования [Текст] / А.В. Бутко, В.А. Лысов, В.А. Михайлов // Интенсификация действующих систем водоснабжения на основе внедрения новой техники и технологии: Моск. Дом науч.-техн. пропаганды. – М., 1986.

16. Бутко, А.В. Применение воздушного перемешивания в процессах смешения и хлопьеобразования [Текст] / А.В. Бутко, В. А. Михайлов, М.Ю. Баринов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1995. – № 7. – С. 20-22.

17. Вейцер Ю.И., Высокомолекулярные флокулянты в процессах очистки природных и сточных вод [Текст] / Ю.И. Вейцер, Д.М. Минц. – М.: Стройиздат, 1984. – 201 с.

18. Волков, В.З. Новые коагулянты в практике Московского водопровода [Текст] / В.З. Волков, Е.А. Столярова, Е.А. Никольская // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №2.

19. Володченко, Л.В. Механизм формирования гидроксида алюминия при обработке воды активированным раствором коагулянта [Текст] / Л.В. Володченко // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. – Вып. 45. – К.: Техніка, 2002.

20. Герасимов, Г.Н. Процессы коагуляции-флокуляции при обработке воды [Текст] / Г.Н. Герасимов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – № 3.

21. Гетманцев, С.В. Использование коагулянтов в водоподготовке Сибири [Текст] / С.В. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №10.

22. Гетманцев, С.В. Использование современных коагулянтов в практике российских водоочистных предприятий [Текст] / С.В. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – №4.

23. Гетманцев, С.В. Комбинированная технология производства высокоэффективных коагулянтов [Текст] / С.В. Гетманцев, В.С. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 9.

24. Гетманцев, С.В. Коагуляционная водообработка на Таманском групповом водопроводе [Текст] / С.В. Гетманцев, С.Н. Линевиц, Л.С. Казанок // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №9.

25. Гетманцев, С.В. Оценка эффективности применения различных типов коагулянтов для очистки волжской воды [Текст] / С.В. Гетманцев [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 9.

26. Глупак, А.Н. Технология очистки воды активированными коагулянтами [Текст] / А.Н. Глупак, Н.В. Дубинова // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. – Вып. 45. – К.: Техніка, 2002.

27. Говорова Ж.М. Выбор и оптимизация водоочистных технологий [Текст]. – Вологда – М.: Вологодский ГТУ, 2003. – 111 с.

28. Гоголашвили, Э.Л. Влияние органических полимерных коагулянтов на эффективность процесса водоочистки [Текст] / Э.Л. Гоголашвили, В.Ф. Куренков, И.Е. Молгачева, А. И. Гайсина // Структура и динамика молекулярных систем. – 2003. – Вып. 10. – Ч. 2.

29. Гришин, Б.М. Сравнительные лабораторные испытания эффективности действия различных коагулянтов на Сурской воде [Текст] / Б.М. Гришин [и др.] // Проблемы энергосбережения и экологии в промышленном и жилищно-коммунальном комплексах: сб. тр. XI Междунар. науч.-практ. конф. – 2010 год. – С. 86-89.

30. Гришин, Б.М. Исследования реагентосберегающего способа коагуляционной очистки воды поверхностного источника [Текст] / Б.М. Гришин [и др.] // Известия вузов. Строительство. – 2010. – №6. – С. 48-55

31. Гришин, Б.М. Экспериментальные исследования очистки воды Сурского водохранилища с использованием алюмосодержащих коагулянтов [Текст] / Б.М. Гришин [и др.] // Водоочистка. – 2010. – №7. – С. 23-29.

32. Гришин, Л.Б. Совершенствование очистки нефтесодержащих производственных сточных вод [Текст]: дис. ... канд. техн. наук / Л.Б. Гришин. – Пенза: ПГУАС, 2009. – 144 с.

33. Дерягин, Б.В. Теоретические основы и контроль процессов флотации [Текст] / Б.В. Дерягин, С.С. Духин, Н.Н. Рулев. – М.: Недра, 1980

34. Дерягин, Б.В. Уточненная теория гомогенной конденсации и ее сравнение с опытом [Текст] / Б.В. Дерягин, А.В. Прохоров. – М.: ДАН СССР, 1972.

35. Драгинский, В.А. Повышение эффективности реагентной обработки воды на водопроводных станциях [Текст] / В.А. Драгинский, Л.П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника. – 2000. – №5.

36. Драгинский, В.А. Коагуляция в технологии очистки природных и сточных вод [Текст] / В.А. Драгинский, Л.П. Алексеева, С.В. Гетманцев. – М.: Науч. изд., 2005. – 576 с.

37. Драгинский, В.А. Повышение эффективности очистки воды на ЮВС г. Ярославля [Текст] / В.А. Драгинский [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – №5.

38. Душкин, С.С. Современные методы очистки воды и пути их интенсификации [Текст] / С.С. Душкин // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. – Вып. 45. – К.: Техніка, 2002.

39. Егоров, А.И. Некоторые закономерности процесса комбинированной обработки воды коагулянтом с применением аэрирования [Текст] / А.И. Егоров, И.С. Морозова // Труды ВНИИ ВОДГЕО. – М., 1975. – Вып. 48.

40. Ермоленко, Н.Ф. Структура гидроокиси алюминия и её адсорбционная активность [Текст] / Н.Ф. Ермоленко, С.А. Левина // Изв. АН БССР. – 1954. – № 1. – С. 107-113.

41. Жужиков, В.А. Фильтрация [Текст] / В.А. Жужиков. – М.: Химия, 1971. – 440 с.
42. Журба, М.Г. Водоснабжение. Т/ 2. Улучшение качества воды [Текст] / М.Г. Журба, Ж.М. Говорова. – М: Изд-во АСВ, 2008. – 344 с.
43. Запольский, А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды. [Текст] / А.К. Запольский, А.А. Баран. – Л.: Химия, 1987. – 203 с.
44. Захаров, В.Р. Применение флокулянта Floquat FL-45С для водоподготовки на МУП «Водоканал» г. Омска [Текст] / В.Р. Захаров, В.С. Шевченко // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – № 10. – С. 31-32.
45. Зеленин, В.Е. Применение оксихлоридов алюминия на Нерлинской водопроводной станции г. Владимира [Текст] / В.Е. Зеленин, Е.А. Украинская, Е.А. Юдина, О.А. Рохманова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – №10. – ч.2.
46. Зельдович, Я.Б. К теории возникновения новой фазы. Кавитация [Текст] / Я.Б. Зельдович // ЖЭТФ. – 1942. – № 11.
47. Идельчик, И.Е. Справочник по гидравлическим сопротивлениям [Текст] / И.Е. Идельчик. – М. – Л.: Госэнергоиздат, 1961/
48. Инструкция по определению физико-химических и технологических показателей качества воды и реагентов, применяемых на водопроводе [Текст]. – М.: МЖКХ, СУ «Росводоканалналадка», 1973.
49. Кантор, Л.И. Выбор типа коагулянта с учетом сезонных периодов [Текст] / Л.И. Кантор, Р.И. Киекбаев, Е.А. Кантор, А.В. Харабрин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – №5.
50. Кастальский, А.А. Подготовка воды для питьевого и промышленного водоснабжения [Текст] / А.А. Кастальский, Д.М. Минц. – М.: Высшая школа, 1962.
51. Кафаров, В.В. Математическое моделирование основных процессов химических производств [Текст] / В.В. Кафаров, М.Е. Глебова. – М.: Высшая школа, 1991.
52. Кафаров, В.В. Основы массопередачи [Текст] / В.В. Кафаров. – М.: Высшая школа, 1972
53. Клейтон, С. Эмульсии, их теория и теоретическое применение [Текст] / С. Клейтон. – М.: Иностранная литература, 1960.
54. Клячко, В.А. Очистка природных вод [Текст] / В.А. Клячко, И.Э. Апельцин. – М.: Стройиздат, 1971. – 579 с.
55. Клячко, В.А. Подготовка воды для промышленного и городского водоснабжения [Текст] / В.А. Клячко, И.Э. Апельцин. – М.: Стройиздат, 1962. – 819 с.
56. Кожинов, В.Ф. Очистка питьевой и технической воды [Текст] / В.Ф. Кожинов. – М.: Стройиздат, 2008. – 92 с.

57. Константинов, Д.В. Изучение эффективности новых отечественных реагентов на водопроводной станции г. Сарапула [Текст] / Д.В. Константинов, Н.Б. Полосова, А.Е. Татере, С.В. Снигирев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №9.
58. Круглов, А.И. Перспективные методы очистки природных и сточных вод смешанными коагулянтами [Текст] / А.И. Круглов, С.В. Гетманцев, А.В. Сычев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – №8.
59. Кульский, Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды [Текст] / Л.А. Кульский. – Киев: Наукова думка, 1983. – 527 с.
60. Кульский, Л.А. Технология очистки природных вод [Текст] / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. – Киев: Вища школа. 1981. – 328 с
61. Курганов, А.М. Справочник по гидравлическим расчетам систем водоснабжения и канализации [Текст] / А.М. Курганов, Н.Ф. Федоров. – Л.: Стройиздат (Ленингр. отд.), 1973. – 408 с
62. Кутателадзе, С.С. Анализ подобия в теплофизике [Текст] / С.С. Кутателадзе. – Новосибирск.: Наука, 1982. – 280 с.
63. Кутателадзе, С.С. Моделирование теплоэнергетического оборудования [Текст] / С.С. Кутателадзе, Д.Н. Ляховский, В.А. Пермяков. – М.: Энергия, 1966.
64. Кутателадзе, С.С. Гидродинамика газожидкостных систем [Текст] / С.С. Кутателадзе, М.А. Стырикович. – М.: Энергия, 1976.
65. Лавров, Н.С. Практикум по коллоидной химии [Текст] / Н.С. Лавров. – М.: Высшая школа, 1983.
66. Лебедева, Л.К. Применение полиоксихлорида алюминия «АКВА-АУРАТ™-30» в Красноярском крае [Текст] / Л.К. Лебедева, В.Н. Бубенцов, Е.В. Белова, Л.К. Полянская // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №9.
67. Левич, В.Г. Физико-химическая гидродинамика [Текст] / В.Г. Левич. – М.: Физматгаз, 1959.
68. Линевич, С.Н. Коагуляционная обработка донской воды [Текст] / С.Н. Линевич, С.И. Игнатенко, Е.П. Гулевич, М.А. Пасюкова // Водоснабжение и санитарная техника. – 1996. – №1.
69. Линевич, С.Н. Экспериментально-теоретические и производственные испытания полиоксихлорида алюминия на донской воде [Текст] / С.Н. Линевич, В.А. Сикачев, С.С. Богданов, С.В. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №1.
70. Мартынова, О.И. Коагуляция при водоподготовке [Текст] / О.И. Мартынова. – М.: Госэнергоиздат, 1951.
71. Мартынова, О.И. Некоторые закономерности удаления органических примесей природных вод путем коагуляции [Текст] / О.И. Мартынова // сб.: Вопросы проектирования и эксплуатации водоподготовительных установок. – М.: Госэнергоиздат, 1955

72. Минц, Д.М. Теоретические основы технологии очистки воды [Текст] / Д.М. Минц. – М.: Стройиздат, 1964. – 156 с.

73. Мясников, И.Н. Исследование процессов коагуляции и обеззараживания при очистке воды поверхностных источников [Текст] / И.Н. Мясников, В.А. Патанина, З.Н. Жолдакова, Т.З. Артемова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №9.

74. Николадзе, Г.И. Водоснабжение: учебник для вузов [Текст] / Г.И. Николадзе, М.А. Сомов. – М.: Стройиздат, 1995. – 688 с.

75. Новиков, Ю.В. Методы исследования качества воды водоемов [Текст] / Ю.В. Новиков, К.О. Ласточкина, З.Н. Болдина. – М.: Медицина, 1990. – 400 с.

76. Попкович, Г.С. Системы аэрации сточных вод [Текст] / Г.С. Попкович, Б.Н. Герин. – М.: Стройиздат, 1986.

77. Приготовление органических полимеров: метод. Разработки SNF FloerGer [Текст]. – Франция.

78. Руденко, Г.Г. Удаление примесей из природных вод на водопроводных станциях [Текст] / Г.Г. Руденко, И.Т. Гороновский. – Киев: Будівельник, 1976. – 205 с.

79. Руководство по химическому и технологическому анализу воды. № 50. Определение доз коагулянта, необходимых для осветления и обесцвечивания воды [Текст]. – М.: ВОДГЕО. 1973.

80. Рулев, Н.Н. Эффективность захвата частиц пузырьков при безынерционной флотации [Текст] / Н.Н. Рулев // Коллоидный журнал. – 1978. – Т.40. – № 5.

81. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества [Текст]. – М.: Минздрав России, 2002. – 111 с.

82. Сафин, Р.Н. Расчет экономического эффекта от применения коагулянтов [Текст] / Р.Н. Сафин [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 9.

83. Сафин, Р.Н. Применение полиоксихлорида алюминия на водозаборах ОАО «Татнефть» [Текст] / Р.Н. Сафин, С.В. Базин, С.В. Гетманцев, С.В. Снигирев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №2.

84. Соломенцева, И.М. Проблема остаточного алюминия в очищенной воде [Текст] / И.М. Соломенцева, Л.А. Величанская, И.Г. Герасименко / Химия и технология воды. – 1991. – Т.13. – №6.

85. Соренссон, О. Полиалюмохлорид – современный флокулянт для доочистки [Текст] / О. Соренссон // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №9.

86. Сорокина, Е.Б. Изучение качественных характеристик контактной среды осветлителя со взвешенным осадком при активации раствора сульфата алюминия [Текст] / Е.Б. Сорокина // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб., Вып. 45. – К.: Техніка, 2002.

87. Сорокина, Е.Б. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси [Текст] / Е.Б. Сорокина, Г.И. Благодарная // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб., Вып. 23. – К.: Техніка, 2000.

88. Справочник по очистке природных и сточных вод [Текст] / Л.Л. Пааль, Я.Я. Кару, Х.А. Мельдер, Б.Н. Репин. – М.: Высшая школа, 1994. – 336 с.

89. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды [Текст] / / под ред. Л.А. Кульского. – Киев: Наукова думка, 1980. – 174 с.

90. Справочник проектировщика. Водоснабжение населенных мест и промышленных предприятий [Текст] / под ред. И.А. Назарова. – М.: Стройиздат, 1977. – 288 с.

91. Стрелков, А.К. Изучение коагулирующей способности водных растворов полигидроксохлоридов алюминия [Текст] / А.К. Стрелков, Д.Е. Быков, А.В. Назаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3.

92. Сычев, А.В. Некоторые вопросы применения полиоксихлорида алюминия «АКВА-АУРАТ™-30» [Текст] / А.В. Сычев, С.В. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №9.

93. Тихонова, Е.А. Использование органических коагулянтов для подготовки питьевой воды [Текст] / Е.А. Тихонова, А.С. Усачев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – № 9. – С. 33-34.

94. Тихонюк-Сидорчук, В.О. Структурно – механическая гидратация коагулированных примесей, образующихся при контактной коагуляции [Текст] / В.О. Тихонюк-Сидорчук // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. – Вып. 45. – К.: Техника, 2002.

95. Фридрихсберг, Д.А. Курс коллоидной химии [Текст] / Д.А. Фридрихсберг. – Л.: Химия, 1974. – 351 с.

96. Фрог, Б.Н. Водоподготовка [Текст] / Б.Н. Фрог, А.П. Левченко. – М.: Изд-во МГУ, 1996. – 680 с.

97. Фролов, Ю.Г. Курс коллоидной химии. Поверхностные явления и дисперсные системы [Текст] / Ю. Г. Фролов. – М.: Химия, 1989.

98. Храменков, С.В. Использование современных коагулянтов и флокулянтов в системе Московского водопровода [Текст] / С.В. Храменков, А.В. Коверга, О.Е. Благова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3.

99. Шевченко, В.С. Повышение качества питьевой воды [Текст] / В.С. Шевченко, В. Р. Захаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 2. – Ч. 2. – С. 5-7.

100. Шутько, А.П. Очистка воды основными хлоридами алюминия. [Текст] / А.П. Шутько. – Киев: Техника, 1984.

101. Щукин, Е.Д. О некоторых задачах физико-химической теории прочности тонкодисперсных пористых тел – катализаторов и сорбентов [Текст] / Е.Д. Щукин. – Кинетика и катализ. – 1965. – 6. – № 4. – С. 641-650.

102. Firth B.A., Hunter R.J. Flow properties of coagulated colloidal suspensions [Text]. – J. Colloid and Interface Sci., 1976. – 57. – N 2. – P. 248-275.
103. LaGvankar A.L., Germmel R.S. Size-density relationship for flocs [Text]. – J. Armer. Water Works Assoc., 1968. – 60. – N 9. – P. 1040–1046.
104. Matsumoto K., SuGanuma A., Kunii D., Effect of permeability of the set-tlinG velocity of on actual floc [Text]. – Chem. EnG. Sci., 1978. – 33. – N 11. – P. 1554-1556.
105. O'Melia C.R., Stumm W. AGreGation of silica dispersions by iron (III) [Text]. – J. Colloid and Interface Sci., 1967. – 23. – N 3. – P. 437-447.
106. Vold M.J. Simulation of floc formation in a colloidal suspension [Text]. – J. Colloid Sci., 1963. – 18. – N 7. – P. 684–695.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
ВВЕДЕНИЕ	5
1. ПРИМЕСИ ПРИРОДНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД, ИХ ВЛИЯНИЕ НА ВЫБОР МЕТОДА ВОДОПОДГОТОВКИ. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ КОАГУЛЯНТОВ ПРИ ОЧИСТКЕ ВОД ПОВЕРХНОСТНЫХ ИСТОЧНИКОВ ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА	6
1.1. Классификация примесей воды. Современные методы и процессы обработки воды.....	6
1.2. Современные минеральные коагулянты. Их свойства и область применения	10
1.3. Оценка эффективности использования алюмо- и железосодержащих коагулянтов для очистки поверхностных вод Волжского бассейна	16
1.4. Методы интенсификации процесса коагуляции	25
2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ КОАГУЛЯЦИИ И ОБОСНОВАНИЕ ПРИНЯТЫХ ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ, ОБЕСПЕЧИВАЮЩИХ СОКРАЩЕНИЕ РАСХОДОВ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ КОАГУЛЯНТОВ	35
2.1. Современная физико-химическая теория коагулирования гетерофазных примесей воды.....	35
2.2. Теоретический анализ влияния аэрации воды на процессы коагуляции.....	43
2.3. Теоретические исследования влияния интенсивности перемешивания на коагуляционные процессы и обоснование для применения предлагаемой реагентосберегающей технологии коагуляционной обработки воды	52
3. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ИНТЕНСИВНОСТИ ПЕРЕМЕШИВАНИЯ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ РЕАГЕНТОВ С ВОДОЙ ПРИ КОНЦЕНТРИРОВАННОМ КОАГУЛИРОВАНИИ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОЧИСТКИ.....	63
3.1. Объект исследований, программа и методика проведения лабораторных испытаний	63
3.2. Результаты экспериментальных исследований влияния интенсивности перемешивания коагулянтов СА и ПОХА с водой при концентрированном коагулировании без добавления воздуха на эффективность водоочистки.....	75

4. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ КОНЦЕНТРИРОВАННОГО КОАГУЛИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВЫСОКОГРАДИЕНТНОГО ПЕРЕМЕШИВАНИЯ АЛЮМОСОДЕРЖАЩИХ РЕАГЕНТОВ С ВОДОВОЗДУШНОЙ СМЕСЬЮ	93
4.1. Программа и методика проведения лабораторных исследований	93
4.2. Результаты экспериментальных исследований влияния перемешивания вспомогательного объема воды с коагулянтами и воздухом на эффективность водоочистки.....	94
4.3. Оценка достоверности полученных экспериментальных данных. Разработка математических зависимостей для определения доз коагулянтов при обработке сурской воды способом концентрированного коагулирования с высокоградиентным перемешиванием водовоздушной смеси	114
5. ПРОИЗВОДСТВЕННЫЕ ИСПЫТАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ КОНЦЕНТРИРОВАННОГО КОАГУЛИРОВАНИЯ С ВЫСОКОГРАДИЕНТНЫМ ПЕРЕМЕШИВАНИЕМ ВОДОВОЗДУШНОЙ СМЕСИ.....	118
5.1. Производственные испытания предлагаемой технологии и оценка её экономической эффективности	118
5.2. Расчет экономической эффективности от внедрения предлагаемого способа концентрированного коагулирования воды	122
5.3. Рекомендации к расчету основных устройств и оборудования, входящих в состав технологической схемы.....	124
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	128
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК	130

Научное издание

Гришин Борис Михайлович
Бикунова Марина Викторовна
Сафронов Максим Александрович
Титов Евгений Александрович

РЕАГЕНТНАЯ ОБРАБОТКА ПОВЕРХНОСТНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД
АЛЮМОСОДЕРЖАЩИМИ КОАГУЛЯНТАМИ
Монография

В авторской редакции
Верстка Н.В. Кучина

Подписано в печать 28.04.2016. Формат 60x84/16.
Бумага офисная «Снегурочка». Печать на ризографе.
Усл.печ.л. 8,14. Уч.-изд.л. 8,75. Тираж 500 экз. 1-й завод 100 экз.
Заказ № 287.

Издательство ПГУАС.
440028, г. Пенза, ул. Германа Титова, 28.