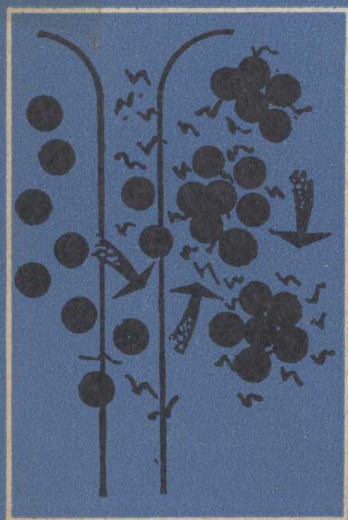


Г. Н. Луценко
А. И. Цветкова
И. Ш. Свердлов

ФИЗИКО- ХИМИЧЕСКАЯ ОЧИСТКА ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД



Научно-исследовательский институт коммунального водоснабжения
и очистки воды ордена Трудового Красного Знамени Академии
коммунального хозяйства им. К. Д. Памфилова

Центральный научно-исследовательский и проектно-эксперимен-
тальный институт инженерного оборудования городов, жилых и
общественных зданий (ЦНИИЭП инженерного оборудования)

Г. Н. Луценко А. И. Цветкова И. Ш. Свердлов

ФИЗИКО- ХИМИЧЕСКАЯ ОЧИСТКА ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД



МОСКВА
СТРОЙИЗДАТ
1984

Рекомендуется к изданию секцией канализации НТС ЦНИИЭП инженерного оборудования.

Печатается по решению секции литературы по инженерному оборудованию редакционного совета Стройиздата.

Рецензент — д-р техн. наук, проф. Ю. М. Ласков (МИСИ им. В. В. Куйбышева).

Л86 Луценко Г. Н. и др.

Физико-химическая очистка городских сточных вод/Г. Н. Луценко, А. И. Цветкова, И. Ш. Свердлов. — М.: Стройиздат, 1984. — 88 с., ил. — В над-
заг.: НИИ коммун. водоснабжения и очистки воды
Акад. коммун. хоз-ва им. К. Д. Памфилова. Центр.
н.-и. и проект.-эксперим. ин-т инж. оборудования
городов, жил. и обществ. зданий.

Освещены последние достижения в области физико-химической очистки городских сточных вод. Рассмотрены основные процессы физико-химической очистки. Описаны технологические схемы и конструкции сооружений, а также опыт их эксплуатации. Рассмотрены проекты станций, разработанные в последние годы. Дана технико-экономическая оценка метода физико-химической очистки.

Для инженерно-технических работников проектных и строительных организаций, а также служб эксплуатации.

Л — $\frac{3206000000-543}{047(01)-84}$ 26—84

ББК 38.761.2
609.3

Галина Николаевна Луценко, Антонина Ивановна Цветкова, Илья Шлемович Свердлов
ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ ОЧИСТКА ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

Редакция литературы по инженерному оборудованию
Зав. редакцией И. В. Соболева
Редактор М. А. Шершукова
Младший редактор Н. И. Романова
Внешнее оформление художника С. В. Аладьева
Технический редактор Н. Г. Алеева
Корректор Н. О. Родионова
ИБ № 3342

Сдано в набор 24.05.84. Подписано в печать 25.09.84. Т-19331. Формат 60×90^{1/16}.
Бумага тип. № 2. Гарнитура «Литературная». Печать высокая. Усл. печ. л. 5,5.
Усл. кр.-отг. 5,87. Уч.-изд. л. 7,67. Тираж 11500 экз. Изд. № ИВ1-78. Заказ № 243.
Цена 40 коп.

Стройиздат, 101442, Москва, Каляевская, 23а.

Калужское производственное объединение «Полиграфист», пл. Ленина 5.

© Стройиздат, 1984

ПРЕДИСЛОВИЕ

Интенсивное развитие промышленности, рост городов и других населенных пунктов, повышение степени их благоустройства требуют решения проблемы предотвращения отрицательного воздействия деятельности человека на окружающую природную среду, в том числе охраны водоемов от загрязнения сточными водами.

ЦК КПСС и Советское правительство уделяют исключительное внимание вопросам охраны окружающей природной среды. Это нашло отражение в решениях XXV и XXVI съездов КПСС, в ряде законодательных и директивных документов, принятых в последующие годы. Статья 18 Конституции СССР специально фиксирует внимание на задачах охраны окружающей природной среды «в интересах настоящего и будущего поколений». Постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР о дополнительных мерах по охране окружающей природной среды, о мерах по охране водоемов бассейна оз. Байкал, рек Волги и Урала, Балтийского, Черного, Азовского и Каспийского морей содержат четкие и конкретные указания о путях предотвращения дальнейшего загрязнения внутренних и морских вод сточными водами различного происхождения и состава.

Одним из эффективных мероприятий по охране водных источников является массовое строительство и совершенствование сооружений, предназначенных для очистки городских сточных вод.

В настоящее время городские сточные воды в нашей стране очищают на сооружениях механической и биологической очистки. При механической и неполной биологической очистке в водоемы сбрасывается вода, содержащая еще значительное количество органических загрязнений. Даже при полной биологической очистке не удается добиться необходимой степени изъятия из сточных вод некоторых органических и неорганических примесей.

В последнее время наряду с развитием традиционных биологических методов большое внимание уделяется разработке физико-химических способов глубокой очистки городских сточных вод, позволяющих снизить до требуемого уровня содержание органических загрязнений, взвешенных веществ, биогенных соединений, нефтепродуктов, красителей, поверхностно-активных веществ, солей тяжелых металлов и т. д. К таким способам относятся коагуляция, сорбция, окисление, ионный обмен и некоторые другие.

Из наиболее распространенных приемов физико-химической очистки следует назвать прежде всего применение различных реагентов, вызывающих коагуляцию и флокуляцию загрязнений.

Метод коагулирования сточных вод, бытовых и производственных, химическими реагентами впервые был применен в прошлом столетии в Англии. Однако вследствие целого ряда причин, среди которых наиболее серьезными являлись трудности транспортировки, дозирования и перемешивания реагентов, отсутствие оборудования для эффективного механического обезвоживания осадков, отсутствие синтетических флокулянтов, позволяющих интенсифицировать процесс коагуляционной очистки воды, применение метода постепенно прекратилось. Примерно с 1930 г. метод химической коагуляции снова привлек внимание, но уже в США. В 1945 г. в США насчитывалось 195 установок, основанных на реагентной обработке сточных вод, которые обслуживали города с населением 5,0—5,5 тыс. человек. Коагулирование сточных вод химическими реагентами с последующим отстаиванием рассматривалось в то время как неполная очистка, занимающая промежуточное положение между механической и полной биологической очисткой.

Повышение требований к качеству очищенных сточных вод привело в последующие годы к разработке схем глубокой очистки, в которых коагулирование и отстаивание дополнялось фильтрованием через песок, активный уголь,

ионообменные материалы или биологическим окислением остаточных загрязнений в аэротенках, биофильтрах, биологических прудах, специальных фильтрах, заполненных пористой загрузкой.

В настоящее время различные варианты физико-химической очистки городских сточных вод осуществлены на ряде станций США, Франции, Швеции, Норвегии, Финляндии, Японии и т. д.

В СССР построена станция физико-химической очистки сточных вод в г. Радвилишкисе Лит. ССР, разработаны проекты станций физико-химической очистки пропускной способностью от 6 до 400 000 м³/сут.

Научно-исследовательские и проектно-конструкторские работы в области физико-химической очистки городских сточных вод проводятся в НИИ коммунального водоснабжения и очистки воды АКХ им. К. Д. Памфилова, ЦНИИЭП инженерного оборудования, НИКТИ городского хозяйства МЖКХ УССР, УкркоммунНИИпроекте, Союзводоканалпроекте и других организациях.

В книге обобщены результаты отечественных и зарубежных исследований в области физико-химической очистки бытовых и городских сточных вод, описан опыт проектирования и эксплуатации станций физико-химической очистки.

В разработке отдельных методов, технологических схем и сооружений, рассмотренных в книге, принимали участие сотрудники НИИ КВОВ АКХ — Ю. И. Вейцер, Н. Ю. Тугушева, Р. Я. Аграноник и сотрудники ЦНИИЭП инженерного оборудования — Л. С. Гольдман, Р. Я. Кунина, Р. Н. Кобазева, Л. М. Будаева, М. Н. Сирота.

Авторы приносят глубокую благодарность рецензенту книги д-ру техн. наук, проф. М. Ю. Ласкову за ряд ценных замечаний, сделанных при просмотре рукописи, и также И. И. Даукишасу и Р. П. Витанису, предоставившим материалы по эксплуатации станции физико-химической очистки сточных вод в г. Радвилишкисе.

ГЛАВА 1. КОАГУЛИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

1. МЕХАНИЗМ ДЕЙСТВИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ КОАГУЛЯНТОВ И СИНТЕТИЧЕСКИХ ФЛОКУЛЯНТОВ

В городских сточных водах (смеси бытовых и производственных) содержатся минеральные (глина, песок, окалина, сажа, сульфаты, хлориды, соли тяжелых металлов и т. д.) и органические (белковые вещества, углеводы, жиры, **масла, нефтепродукты, синтетические поверхностно-активные вещества** и т. д.) загрязнения.

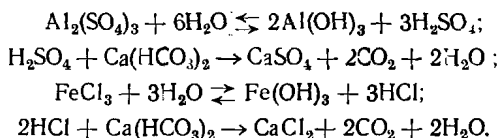
Биогенные элементы — соединения азота и фосфора находятся в сточных водах в органической и неорганической форме.

Все перечисленные загрязнения могут находиться в грубодисперсном (оседающие под действием силы тяжести), коллоидном и растворенном состоянии.

Большая часть органических загрязнений городских сточных вод находится в грубодисперсном (15—20%) и коллоидном (50—60%) состоянии. Как правило, коллоидные загрязнения отрицательно заряжены, агрегативно и кинетически устойчивы и поэтому не могут быть выделены из воды в процессе отстаивания или флотации. Для повышения эффективности очистки от грубодисперсных и коллоидных загрязнений используют минеральные коагулянты. В последние годы стали применять также синтетические флокулянты самостоятельно или в сочетании с коагулянтами (солями алюминия и железа) и известью.

При введении в сточные воды минеральных коагулянтов происходит их гидролиз, степень и характер которого зависят от свойств воды (рН, щелочности, солевого состава и т. д.) и концентрации самого коагулянта.

При гидролизе, например, сульфата алюминия и хлорного железа образуется гидроксид алюминия или железа, выделяющаяся серная или соляная кислота нейтрализуется находящейся в сточной воде двууглекислой солью:



Приведенные уравнения дают лишь схематическое представление о процессе гидролиза. В действительности процесс гидролиза протекает значительно сложнее [3].

Предполагается, что при образовании гидроксида ион металла проходит через серию промежуточных соединений в результате реакции его с гидроксильными ионами и полимеризации. Так, в зависимости от значения рН воды и ее ионного состава при гидролизе сульфата алюминия возможно образование монокомплексов: $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, а при гидролизе хлорного железа — монокомплексов $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ и продуктов их полимеризации. Эти соединения имеют в основном положительный заряд и легко адсорбируются на поверхности отрицательно заряженных коллоидных частиц, имеющих отчетливо выраженную поверхность раздела фаз, взаимодействуя с макромолекулами органических коллоидов.

Гидролиз, полимеризация и адсорбция протекают чрезвычайно быстро (до 1 с), поэтому необходимо осуществлять быстрое распределение коагулянтов в сточной воде путем интенсивного смешения.

В дальнейшем происходит коагуляция (слипание, сцепление) дестабилизированных частиц.

Для осуществления коагуляции частицы должны приблизиться друг к другу на расстояние, при котором между ними действуют аттракционные силы (кулоново притяжение, ван-дер-ваальсовы силы и силы химического сродства). Причинами такого сближения могут быть броуновское движение (молекулярно-кинетическая коагуляция) и беспорядочное или направленное движение воды (турбулентная, градиентная коагуляция).

Молекулярно-кинетическая коагуляция заканчивается, когда частицы достигают размера 1—10 мкм. Она практически совпадает с периодом распределения коагулянта в воде в смесителях.

Дальнейшая коагуляция (турбулентная и градиентная) происходит в процессе более медленного и продолжительного перемешивания, осуществляемого в камерах хлопьеобразования. Сущность турбулентной и градиентной коагуляции заключается в столкновении частиц твердой фазы на границе движущихся с различной скоростью макро- и микропотоков, возникающих в перемешиваемом объеме воды. Процесс турбулентной коагуляции в общем виде описывается уравнением:

$$N = N_0 \exp(-Gt\alpha k), \quad (1)$$

где N — число образовавшихся хлопьев; N_0 — число взвешенных частиц в начале коагуляции; G — средний градиент скорости, характеризующий интенсивность смешения; t — продолжительность коагуляции; k — коэффициент, зависящий от соотношения между числом и размерами находящихся в воде частиц, включая частицы, образующиеся из вводимых в воду реагентов; α — доля столкновений между частицами, приводящая к их сцеплению и образованию хлопьев; значение α зависит от числа активных центров на поверхности коллоидных частиц.

Скорость коагуляции возрастает с увеличением числа находящихся в воде коллоидных частиц в соответствии с уравнением (1). Одновременно эффективность коагуляции зависит от среднего градиента скорости и продолжительности смешения.

Средний градиент скорости может быть вычислен по формуле

$$G = [E/(tW\eta)]^{1/2}, \quad (2)$$

где E — энергия, затрачиваемая на смешение, Дж; t — продолжительность смешения, с; W — смешиваемый объем, м³; η — динамическая вязкость воды, Па·с.

С увеличением интенсивности смешения и возрастанием градиента скорости, характеризующего эту интенсивность, сначала наблюдается увеличение размеров хлопьев вследствие усиления коагуляции, а затем их уменьшение, так как хлопья начинают разрушаться. С увеличением продолжительности смешения возрастает вероятность захвата крупными частицами более мелких частиц, не вошедших в структуру хлопьев. Вместе с тем происходит разрушение рыхлых и образование более компактных агрегатов. Этот процесс при весьма длительном смешении может привести к уменьшению размера хлопьев и ухудшению очистки.

В связи с этим при реагентной обработке воды особое внимание должно

быть обращено на определение оптимальных условий хлопьеобразования (интенсивность и продолжительность перемешивания).

Для ускорения образования крупных хлопьев и более быстрого и полного отделения их от воды применяют синтетические флокулянты. Синтетические флокулянты принадлежат к классу линейных полимеров, хорошо растворимых в воде.

Макромолекулы флокулянтов могут находиться в воде в неионизированном состоянии или диссоциировать в той или иной степени с образованием ионов. В соответствии с этим различают неонные флокулянты и флокулянты полиэлектролиты. По знаку заряда высокомолекулярных ионов различают анионные и катионные флокулянты, макроионы которых заряжены соответственно отрицательно и положительно. В большинстве случаев полимерная цепь флокулянта является достаточно гибкой и представляет собой многократно изогнутую нить или клубок. При растворении в воде полимерная цепь растягивается под действием отталкивания одноименных зарядов, расположенных вдоль цепи.

Механизм действия флокулянтов заключается в образовании ими с частицами коллоидов и суспензий трехмерных структур, способных к более быстрому и полному отделению от жидкой фазы. Причина возникновения трехмерных структур заключается в адсорбции макромолекул флокулянта на нескольких частицах с образованием между ними полимерных мостиков [4].

Силы, вызывающие адсорбцию макромолекул флокулянтов на частицах коллоидов и суспензий, могут иметь различную природу. Они зависят от химического состава макромолекулы и частиц, наличия и числа ионогенных групп в макромолекуле, а также от структуры и электрического заряда поверхности коллоидных частиц.

Поскольку находящиеся в городских сточных водах минеральные и органические загрязнения заряжены обычно отрицательно, с помощью анионных и неонных флокулянтов можно связать в трехмерные структуры только наиболее крупные и слабозаряженные частицы. Для осаждения высокодисперсных и коллоидных загрязнений анионные и неонные флокулянты применяют обычно в сочетании с минеральными коагулянтами, которые уменьшают агрегативную устойчивость коллоидных частиц.

Увеличивая прочность хлопьев, флокулянты препятствуют их разрушению при перемешивании сточных вод в камерах хлопьеобразования. В связи с этим при применении флокулянтов для образования наиболее плотных и крупных хлопьев и разрушения первичных структур требуются более высокие градиенты скорости и более длительное перемешивание воды.

Катионные флокулянты, в отличие от анионных и неонных, можно применять для извлечения из сточных вод органических коллоидных загрязнений и осаждения высокодисперсных примесей самостоятельно, без использования других реагентов [19].

Растворенные органические загрязнения городских сточных вод, на долю которых приходится примерно 20%, характеризуются многообразием компонентов и малым содержанием большинства из них. Изучение состава растворенных органических загрязнений (методом фракционирования на ионнообменной целлюлозе) показало, что 62—66% соединений относятся к кислотной группе, 28,4—34,0% — к нейтральной и 8,2—9,6% — к основной.

В процессе коагулирования солями железа или алюминия и отстаивания

происходит удаление растворенных органических загрязнений, относящихся к основной группе, на 68—70%, к нейтральной — на 58—62%, кислотной — на 10—23%. В целом в процессе коагуляции вследствие адсорбции на частицах гидроксидов удаляется 30—40% растворенных органических веществ [17].

Соединения фосфора, находящиеся в растворенном состоянии, в процессе коагулирования образуют слабо растворимые фосфаты алюминия, железа или кальция и выпадают в осадок. Сложные и нерастворимые формы фосфора удаляются путем сорбции на хлопьях гидроксидов.

Удаление солей тяжелых металлов происходит путем сорбции и соосаждения их гидроксидов, полнота которого зависит от pH сточной воды и свойств самих металлов, а также путем адсорбции их на поверхности образующихся хлопьев.

Таким образом, в процессе коагуляции и отстаивания из сточных вод могут быть достаточно полно удалены не только взвешенные вещества, но и органические коллоидные загрязнения, некоторые растворенные загрязнения, в том числе обладающие поверхностно-активными свойствами, соединения фосфора, соли тяжелых металлов и т. д. Коагулирование и отстаивание практически неэффективно в отношении удаления аммонийного азота.

2. ХАРАКТЕРИСТИКА И ОБЛАСТЬ ПРИМЕНЕНИЯ ОСНОВНЫХ РЕАГЕНТОВ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ПРИ КОАГУЛИРОВАНИИ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

При очистке городских сточных вод в качестве минеральных коагулянтов могут быть использованы соли алюминия, железа или кальция.

В качестве анионного флокулянта наиболее перспективно применение полиакриламида (ПАА) или активной кремниевой кислоты (АК), в качестве катионного — поливинил-N-бензилтриметиламмонийхлорида (ВПК-101) или полиэтиленимина (ПЭИ).

Перечень реагентов, их химическая и техническая характеристики приведены в табл. 1.

В качестве реагентов при очистке городских сточных вод могут быть использованы также железо и алюминий, содержащиеся в отходах металлургической, машиностроительной и других видов промышленности. Целесообразность использования тех или иных отходов в качестве реагента определяется исходя из местных условий после тщательного изучения их состава.

Оптимальные дозы реагентов устанавливаются на основании пробного коагулирования. Оптимальной считается минимальная доза, при которой происходит максимальное удаление загрязнений в процессе отстаивания.

Выбор того или иного реагента, оптимальная доза его, а также эффективность очистки при коагулировании зависят от ряда факторов, из которых наиболее важными являются следующие:

- 1) концентрация коллоидной части загрязнений в исходной сточной воде;
- 2) щелочность и pH сточной воды;
- 3) солевой состав сточной воды.

На рис. 1 показан характер снижения ХПК сточной воды при пробном коагулировании различными дозами разных реагентов и влияние исходной концентрации загрязнений на оптимальную дозу реагента.

Т а б л и ц а 1. Характеристика реагентов, которые могут быть использованы при очистке городских сточных вод

Реагент	Номер ГОСТ или ТУ	Внешний вид	Поставка	Основное вещество	Содержание основного вещества, %
Сульфат алюминия технический очищенный	ГОСТ 12966—75	Куски или гранулы белого цвета	Навалом или в контейнерах	Al_2O_3	≤ 15
То же, неочищенный	—	Куски, гранулы, порошок белого цвета	То же	То же	9,5
Железо хлорное техническое	ГОСТ 11159—76	Раствор оранжево-красного цвета	В цистернах	Fe_2O_3	18—20
Купорос железный технический	ГОСТ-6981—75	Кристаллы зелено-голубого цвета	Навалом, в бочках (120 кг) или в ящиках (80 кг)	FeO	22—25
Сульфат железа	Опытное производство	Гранулы желто-коричневого цвета	Навалом или в бумажных мешках	Fe_2O_3	30—40
Известь негашеная	ГОСТ 9179—77	Куски или порошок белого серого цвета	Навалом	CaO	60—85
Известь гашеная	То же	Порошок или тесто	Навалом или в бочках (120 кг)	CaO	50—67
Полиакриламид технический (ПАА)	ТУ 6-01-1049-76	Гель желтовато-зеленоватого цвета	В бочках (120 кг), ящиках или мешках (50 кг)	Полимер	8,0
Кремниевая кислота активная (АК)	—	Вязкая жидкость	Изготовление на месте	SiO_2	28,5
Поливинил-N-бензилтриметиламмонийхлорид (ВПК-101)	Опытное производство	Вязкая жидкость белого цвета	В бочках	$\sim CH_2-CH_2 \sim$  $CH_2N(CH_3)_3Cl$	30—40
Полиэтиленгликоль (ПЭГ)	То же	Вязкая жидкость желтого цвета	В металлических бочках	$\sim CH_2-CH_2 \sim$	30—40

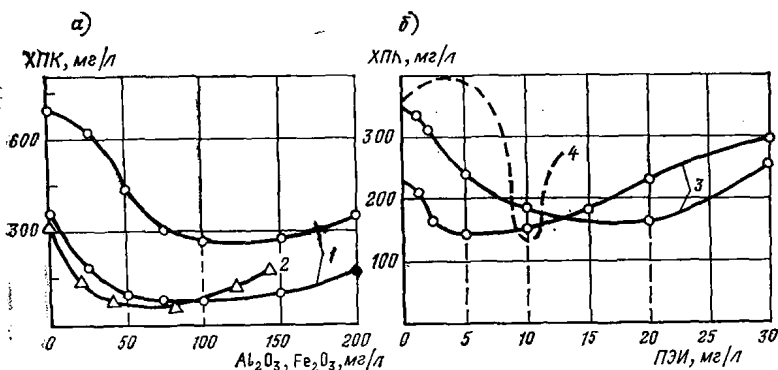


Рис. 1. Зависимость степени очистки сточной воды от дозы различных реагентов

а — минеральных коагулянтов; б — катионного флокулянта; 1 — Fe_2O_3 , сточная вода; 2 — Al_2O_3 , сточная вода; 3 — ПЭИ, сточная вода; 4 — ПЭИ, раствор гуминовых кислот

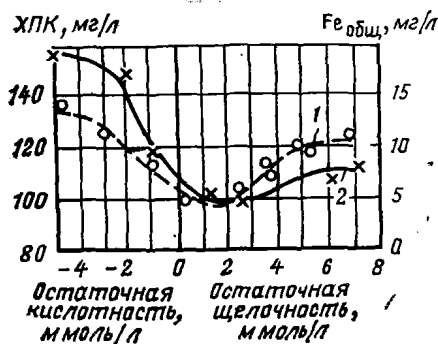


Рис. 2. Зависимость степени очистки сточной воды в процессе коагулирования и отстаивания от уровня остаточной щелочности или кислотности

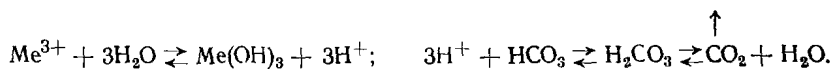
1 — ХПК; 2 — остаточное железо

При наличии в воде какого-либо одного типа коллоидных частиц, например гуминовых, оптимальная доза выражена достаточно ярко (кривая 4 на рис. 1, б).

В городских сточных водах, отличающихся большой сложностью и разнообразием состава загрязнений, зона оптимальных концентраций весьма растянута. Вследствие этого можно осуществлять коагулирование одной и той же дозой реагента в течение суток, несмотря на колебания концентрации загрязнений в поступающей на очистку воде. Коагулирование постоянной дозой не оказывает существенного влияния на эффект очистки, но приводит в некоторых случаях к перерасходу реагента. Для борьбы с этим нежелательным явлением в последнее время в ряде стран (США, Франция и др.) предпринимаются попытки к созданию приборов, позволяющих оперативно устанавливать оптимальную дозу реагента и автоматически изменять ее при увеличении или уменьшении степени загрязненности сточной воды. При отсутствии таких приборов желательно знать график поступления сточной воды и концентрацию загрязнений в ней, на основании чего в отдельные часы суток, например ночные, можно снижать дозу реагента, чтобы избежать его перерасхода.

На эффективность коагуляции оказывает влияние щелочность сточной воды, т. е. содержание в ней бикарбонат- или карбонат-ионов. Роль этих ионов за-

ключается в нейтрализации водородных ионов, образующихся при гидролизе коагулянта:



При низкой щелочности количество находящихся в воде бикарбонатов и карбонатов недостаточно для нейтрализации водородных ионов; положение равновесия реакции гидролиза сдвигается в левую сторону и в воде остаются непрореагировавшие ионы алюминия или железа.

Изучение влияния щелочности на эффективность отстаивания при обработке сточной воды оптимальной дозой гранулированного сульфата железа и ПАА, проведенное в НИИ КВОВ АКХ, показало, что наилучшие результаты очистки достигаются при остаточной щелочности 1—2 ммоль/л (рис. 2) и исходной соответственно не менее 3 ммоль/л.

Ниже приведена расчетная щелочность сточной воды, обеспечивающая полный гидролиз солей алюминия и железа (необходимая щелочность вычислена из расчета остаточной щелочности после коагуляции 1 ммоль/л):

Доза коагулянта, мг/л	20	40	60	80
Необходимая щелочность, ммоль/л, при коагулянте:				
Fe ₂ O ₃	1,75	2,50	3,25	4,00
Al ₂ O ₃	2,20	3,40	4,60	5,80

Так как обычно оптимальная доза солей трехвалентного железа выше оптимальной дозы солей алюминия (для сточной воды Москвы, Колпино, Саратова и других городов она составляла в среднем 80—100 мг/л по Fe₂O₃ и 30—40 мг/л по Al₂O₃), применение солей трехвалентного железа требует более высокой щелочности воды, а солей алюминия более низкой. При щелочности менее 3 ммоль/л во всех случаях следует предусматривать подщелачивание.

Эффективность процесса коагуляции зависит также от солевого состава воды, главным образом от ее анионного состава, так как гидроксиды алюминия и железа заряжены положительно и коагулирующими ионами для них являются анионы.

Повышенное содержание в воде анионов SO₄²⁻ и Cl⁻ отрицательно отражается на процессе хлопьеобразования. Причиной, по Л. А. Кульскому [12], является резкое снижение устойчивости частиц и образование большого числа центров коагуляции. Одновременное сосуществование таких центров мешает росту каждого из них, в результате чего появляется большое число очень мелких, трудно оседающих хлопьев. Известно также, что анионный состав сточной воды при использовании солей железа в меньшей степени влияет на эффективность коагуляции, чем при использовании солей алюминия. Именно по этой причине коагулирование сточной воды г. Кисловодска, имеющей повышенное содержание сульфатов (до 240 мг/л) и высокую щелочность (6—7 ммоль/л), сульфатом алюминия оказалось неэффективным, в то время как коагулирование этой же воды хлорным железом (оптимальная доза 100—120 мг/л по Fe₂O₃) позволило снизить БПК₅ при одном отстаивании на 85% и ХПК на 73%.

Использование в качестве коагулянта солей железа или алюминия приводит к некоторому изменению солевого состава воды. В зависимости от дозы коагулянта в очищенной воде увеличивается количество сульфатов или хлоридов на

50—100 мг/л. Одновременно при этом из сточных вод удаляется 20—30 мг/л фосфатов и 50—100 мг/л двуокиси углерода. В результате общее солесодержание воды остается прежним или увеличивается весьма незначительно.

Так, удельная электрическая проводимость сточной воды одного из районов Москвы колебалась в пределах $1,2 \cdot 10^{-3}$ — $3,2 \cdot 10^{-4}$ См/м. После коагулирования ее солями алюминия или железа удельная электрическая проводимость этой воды практически не изменилась.

Использование в качестве коагулянта извести может привести к снижению солесодержания в результате умягчения воды, которое приводит к снижению содержания кальция и магния.

Использование в качестве коагулянта катионных полиэлектролитов не изменяет солесодержания сточных вод.

Выбор того или иного минерального коагулянта, а также эффективность очистки зависят от pH сточной воды, так как каждый из них имеет свой optimum образования малорастворимых гидроксидов. Соли алюминия действуют наилучшим образом в диапазоне $\text{pH}=6,5\ldots 7,5$. При более высоких значениях pH может происходить образование растворимых алюминатов (AlO_2^-). Соли трехвалентного железа эффективно коагулируют загрязнения сточных вод в диапазоне $\text{pH}=6,0\text{—}11,0$, а соли двухвалентного железа — в диапазоне $\text{pH}=7,5\ldots 11,0$. Эти значения pH соответствуют наиболее полному протеканию процесса гидролиза и наименьшей растворимости образующихся при этом гидроксидов соответствующих металлов.

Выбор реагента зависит также от принятой технологической схемы физико-химической очистки сточных вод и экономических соображений. Так, в схемах, включающих сжигание осадка, предпочтительно использование извести, так как при сжигании осадка одновременно происходит регенерация извести, которую затем можно использовать повторно. В схемах, предусматривающих отделение скоагулированных загрязнений путем флотации, целесообразно применение сульфата алюминия или катионного флокулянта, так как образующиеся хлопья в обоих случаях легче хлопьев гидроксида железа и кальция.

Самый дешевый реагент — железный купорос. Целесообразность его применения зависит от качества сточной воды и в первую очередь от pH ее.

Будучи отходом травильного производства, которое широко распространено в черной металлургии, и производства титановых белил, железный купорос не дефицитен и может быть доставлен с относительно небольшими транспортными расходами. Железный купорос имеет низкую коррозионную активность, что позволяет использовать при его применении простейшие антикоррозионные средства. Благодаря низкому содержанию в железном купоросе инертных примесей и кристаллизационной воды сокращаются транспортные расходы, а при его растворении, которое протекает весьма быстро, почти не образуется отходов.

Недостатками железного купороса как реагента является низкая коагулирующая активность и возможность «проскока» в очищенную воду ионов двухвалентного железа, которые оказывают отрицательное воздействие на водоем.

С целью повышения коагулирующей способности предусматривается перевод ионов двухвалентного железа в трехвалентное после введения реагента в сточную воду путем продувки сточной воды воздухом. Растворенный кислород в весьма разбавленном водном растворе железного купороса переводит значительную часть ионов железа в трехвалентное состояние, при этом их коагулирующая способность многократно возрастает.

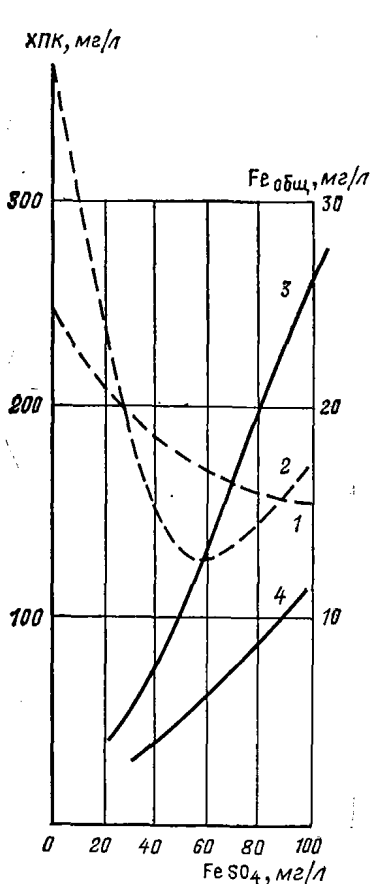


Рис. 3. Зависимость степени очистки от дозы реагента и концентрации растворенного кислорода

1 — ХПК отстоянной воды при концентрации растворенного кислорода 1,5 мг/л; 2 — то же, 8,0 мг/л; 3 — содержание железа в фильтрате при концентрации растворенного кислорода 1,5 мг/л; 4 — то же, 8,0 мг/л

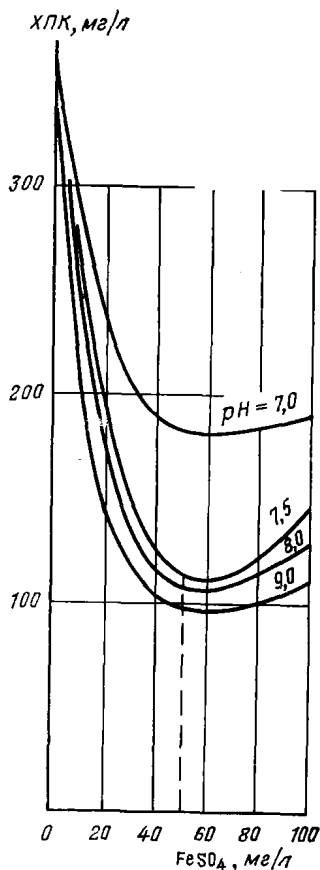
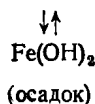
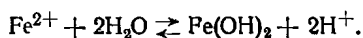


Рис. 4. Зависимость степени очистки от дозы реагента и pH исходной воды

При растворении в воде железный купорос диссоциирует с образованием катионов Fe^{2+} , которые могут участвовать в ионном обмене с катионами адсорбционного слоя коллоидных частиц загрязнений. Одновременно происходит гидролиз железного купороса с образованием гидрата закиси железа, выделяющегося из воды в виде осадка



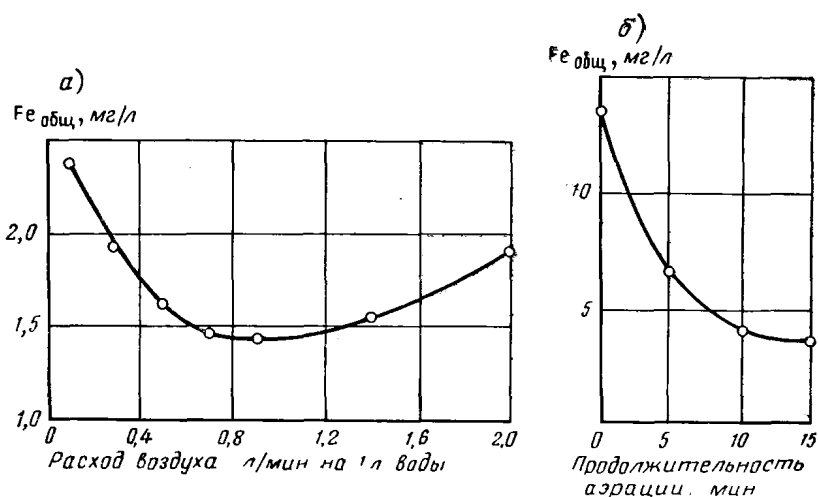


Рис. 5. Зависимость содержания железа в двух различных фильтрах при $pH = 8,0$ от интенсивности аэрации продолжительностью 10 мин (а) и от продолжительности аэрации интенсивностью 0,8 л/мин на 1 л воды (б)

Гидрат закиси железа достаточно хорошо растворим в воде и поэтому реакция гидролиза в значительной степени сдвинута в левую сторону.

В присутствии растворенного в воде кислорода гидрат закиси железа переходит в гидрат окиси железа: $2Fe(OH)_2 + O_2 \rightarrow 2Fe(OH)_3$.

Для окисления 1 мг Fe^{2+} в Fe^{3+} требуется 0,143 мг растворенного кислорода.

Гидрат окиси железа при $pH = 7...8$ менее растворим в воде, чем гидрат закиси железа, поэтому необходимо обеспечить окисление двухвалентного железа в трехвалентное. Универсальный способ перевода двухвалентного железа в трехвалентное — подщелачивание воды и аэрация.

Экспериментальными исследованиями НИИ КВОВ АКХ установлено, что достаточно полное окисление двухвалентного железа в трехвалентное происходит при аэрации смеси сточной воды с железным купоросом в течение 10 мин с расходом воздуха 0,7—0,8 л/мин на 1 л воды и при pH исходной воды более 7,5. При меньших значениях pH сточную воду рекомендуется подщелачивать.

На рис. 3—5 приведено влияние различных факторов на эффект очистки сточной воды Москвы, достигаемый в процессе коагулирования ее железным купоросом и отстаивания в течение 2 ч.

Выбор реагента определяется также степенью удаленности очистной станции от места его получения. По данным кафедры экономики городского хозяйства ВЗИСИ, увеличение дальности перевозки реагента железнодорожным транспортом с 300 до 900 км приводит к возрастанию эксплуатационных затрат на 0,6—1,0% в зависимости от пропускной способности станции. Затраты на реагенты составляют в среднем от 18,6 до 39,2% годовых эксплуатационных затрат при пропускной способности станции физико-химической очистки от 10 до 100 тыс. $\text{м}^3/\text{сут.}$ и определяются в основном оптовой ценой на реагенты.

3. СМЕШЕНИЕ РЕАГЕНТОВ СО СТОЧНОЙ ВОДОЙ

При коагулировании загрязнений городских сточных вод необходимо обеспечить быстрое распределение реагентов в обрабатываемой воде для максимального контакта частиц загрязнений с промежуточными продуктами гидролиза коагулянтов.

Исследованиями Е. И. Апелъциной [2] показано, что при использовании в качестве коагулянта сульфата алюминия наилучший эффект осветления воды в процессе отстаивания достигался при продолжительности быстрого смешения 15 с и при интенсивности смешения, характеризуемой средним градиентом скорости порядка 200 с^{-1} (рис. 6, а). Дальнейшее увеличение продолжительности смешения приводит к разрушению хлопьев и к повышению оптической плотно-

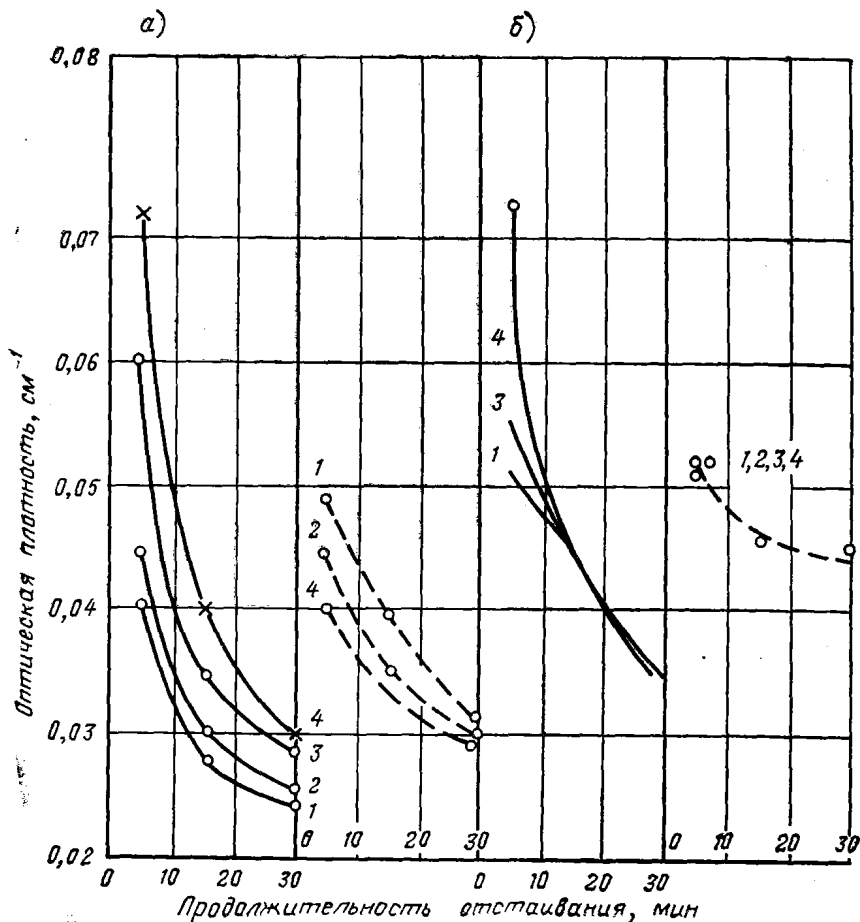


Рис. 6. Влияние быстрого смешения на процесс осветления сточной воды при ее обработке сульфатом алюминия (а) и хлорным железом (б)

1 — 15 с; 2 — 1 мин; 3 — 2 мин; 4 — 3 мин; — — — при $G=200 \text{ с}^{-1}$; — — — при $G=70 \text{ с}^{-1}$

Таблица 2. Оптимальные параметры быстрого смешения различных реагентов со сточной водой

Реагент	Продолжительность смешения	Градиент скорости G , с^{-1}
ульфат алюминия	15—30 с	200
хлорное железо	15—30 с	200
Железный купорос	10 мин	100
Известь	60 с	200
Катионные флокулянты (ПЭИ, ВПК-101)	60—90 с	200

сти отстоенной воды. Снижение интенсивности быстрого смешения до $G = 70 \text{ с}^{-1}$ вызывает необходимость увеличения его продолжительности.

При использовании в качестве коагулянта хлорного железа увеличение продолжительности быстрого смешения до 3 мин не вызывает заметного ухудшения эффекта осветления воды (рис. 6, б), что объясняется большей прочностью хлопьев, которые образуются при коагулировании солями железа. Однако и в этом случае при снижении интенсивности смешения с $G = 200 \text{ с}^{-1}$ до $G = 70 \text{ с}^{-1}$ конечный эффект осветления воды ухудшается.

В случае использования в качестве коагулянта железного купороса в сочетании с известью или без нее с целью достаточно полного перевода двухвалентного железа в трехвалентное время пребывания сточной воды в смесителе должно быть не менее 10 мин. Смешение осуществляется сжатым воздухом. Параметры процесса приведены в п. 2 данной главы.

Наилучшие результаты очистки, осуществляемой с помощью катионных флокулянтов (ПЭИ, ВПК-101), получены при быстром смешении их со сточной водой в течение 60—90 с с интенсивностью, характеризуемой $G = 200 \text{ с}^{-1}$.

Исследованиями НИКТИ городского хозяйства (УССР) показано, что при обработке городских сточных вод одной известью наивысшая степень очистки их в процессе отстаивания получена при быстром смешении в течение 1 мин с интенсивностью, характеризуемой числом Рейнольдса, равным 42 000 [1], что соответствует среднему градиенту скорости порядка 200 с^{-1} .

В условиях очистных станций для равномерного и быстрого смешения реагентов с водой их можно вводить в зонах наибольшей турбулентности потока не в одной, а в нескольких точках.

Хорошо зарекомендовали себя смесители, оборудованные механическими мешалками. В качестве смесительных устройств могут быть использованы аэрируемые песколовки, преаэраторы, водонизмерительные лотки, обычные лотки, оборудованные деревянными перегородками (ершовые смесители), а также трубопроводы, подводящие сточную воду к отстойникам при наличии в них достаточной турбулентности потока и скорости не менее 1 м/с. При введении реагента в трубу потери напора на участке смешения, обеспечивающие продолжительность его 15—30 с при $G = 200 \text{ с}^{-1}$, составляют 0,06—0,12 м.

Рекомендуемые параметры быстрого смешения различных реагентов со сточной водой приведены в табл. 2.

4. ХЛОПЬЕОБРАЗОВАНИЕ

На размеры хлопьев, образующихся при коагулировании в процессе медленного перемешивания сточной воды, влияет его интенсивность, продолжи-