

ПРИМЕНЕНИЕ ФЛОКУЛЯНТОВ СЕРИИ АК-631 ДЛЯ ФЛОКУЛЯЦИОННОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ

Шачнева Е. Ю.

APPLICATION OF AK-631 FLOCULANTS FOR FLOCULATING CLEANING OF SEWAGE WATER OF INDUSTRIAL ENTERPRISES

Shachneva E. Yu.

Аннотация

Приведены основные характеристики одного из наиболее эффективных физико-химических методов очистки промышленных сточных вод с применением высокомолекулярных флокулянтов, позволяющего удалять загрязнители, такие как тяжелые металлы, из сточных вод промышленных производств. Также приведена характеристика описываемого метода исследования, описаны основные классы реагентов, представлен механизм действия веществ. Представлены результаты исследований применения анионных флокулянтов серии АК-631 (А-1510, А-930) для флокуляционной очистки сточных вод промышленных предприятий различных сфер деятельности. Описана флокуляция дисперсных систем полиэлектролитами. Определены величины мутности, цветности, а также флокуляционной активности рассматриваемых реагентов. Приведены графические зависимости величин мутности, цветности, флокуляционной активности от объема введенного реагента. Рассчитаны величины процента осветленной части с применением анионных флокулянтов. Рассмотрены результаты очистки модельных растворов сточных вод промышленных производств от ионов тяжелых металлов, таких как железо и цинк, на основе метода пробного флокулирования. Изложенный способ позволяет удалять до 98 % примесей, что позволяет сделать вывод об эффективности процесса очистки с применением рассматриваемых высокомолекулярных полимеров. Результаты исследований позволяют минимизировать затраты, повысить эффективность, надежность и стабильность работы очистных сооружений, улучшить качество воды поверхностных водоисточников за счет сокращения снижения количества сброшенных вредных веществ со сточными водами.

Ключевые слова: сточные воды, очистка, метод пробного флокулирования, флокулянт, мутность, цветность, флокулирующий эффект, активность реагента, процент осветленной части, железо, цинк.

Современный уровень развития промышленного производства влияет на экологическое состояние водных объектов. Поэтому одним из важнейших экологических вопросов стал вопрос защиты окружающей среды водных бассейнов от химического загрязнения. В связи с тем что ра-

Abstract

The main characteristics of one of the most effective physico-chemical methods for purification of industrial sewage with the use of high-molecular flocculants, allowing to remove pollutants, such as heavy metals, from industrial wastewater are presented in the article. The article also provides a description of the described method of investigation, describes the main classes of reagents, presents the mechanism of action of substances.

The results of studies of the application of anionic flocculants of the AK-631 series (A-1510, A-930) for flocculation of wastewater from industrial enterprises of various fields of activity are presented. Flocculation of disperse systems by polyelectrolytes is described. The values of turbidity, chromaticity, and flocculation activity of the reagents under consideration were determined. Graphic dependencies of the turbidity, chromaticity and flocculation activity on the volume of the reagent are given. The values of the percentage of the clarified part with the use of anionic flocculants are calculated. The results of cleaning model wastewater solutions of industrial production from heavy metal ions, such as iron and zinc, on the basis of the trial flocculation method are considered.

The disclosed method allows to remove up to 98% of impurities, which allows one to conclude that the purification process is effective with the use of the high-molecular polymers under consideration. The results of the research will allow to minimize costs, increase the efficiency, reliability and stability of the treatment facilities, improve the quality of water from surface water sources by reducing the reduction of the discharged pollutants with sewage.

Keywords: sewage, purification, trial flocculation method, flocculant, turbidity, color, flocculating effect, reagent activity, percentage of clarified part, iron, zinc.

бота любого промышленного предприятия, в том числе химического, связана с большим потреблением воды, так как вода используется во всех технических процессах, а также является основной составной частью выпускаемой продукции. Все это требует решения проблем, связанных

с загрязнением окружающей среды сточными водами, а следовательно, совершенствования методов их очистки. Выбор метода очистки зависит от санитарных требований к качеству сточных вод, объема производства, его направленности, а также типа исходного сырья.

Одним из наиболее эффективных физико-химических методов очистки промышленных сточных вод с применением высокомолекулярных флокулянтов позволяет удалять до 97–98 % коллоидных и высокодисперсных примесей, таких как тяжелые металлы, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества и др., из сточных вод и на сегодняшний день являются одними из наиболее эффективных [1, 4].

Флокулянты — это вещества, способствующие расширению оптимальных областей коагуляции при различных значениях (по температуре и кислотности среды), повышающие плотность и прочность образующихся хлопьев, увеличивающие надежность работы и пропускную способность очистных сооружений, снижающие расход коагулянтов.

К данному классу соединений можно отнести природные и синтетические водорастворимые органические полимеры. В нашей стране в различных областях промышленности традиционно использовались полиакриламид и соединения на его основе, а так же активную кремниевую кислоту. Значительные изменения на рынке флокулянтов произошли в последние десятилетия. В это время многие предприятия водоочистки познакомились с импортными флокулянтами фирм США, Японии, Великобритании, Германии, Франции, Финляндии [13, 15].

При значительном многообразии имеющихся на рынке реагентов (флокулянтов и коагулянтов) основной задачей специалистов является определение наиболее приемлемых как с технологических, так и экономических позиций реагентов.

При растворении в сточных водах флокулянты могут находиться в ионизированном или неионизированном состоянии. Эти компоненты можно назвать растворимыми полиэлектролитами. В зависимости от состава полярных групп флокулянты можно подразделить на несколько классов. Также необходимо отметить, что скорость и эффективность процесса флокуляции зависят от температуры, интенсивности пере-

мешивания, последовательности введения флокулянтов, состава сточных вод. Дозы флокулянтов при этом могут колебаться от величины 0,1 до 10 г/м³, а в среднем их величины составляет 0,5–1 г/м³ [1, 13].

Для флокулянтов характерны разнообразные типы структур макромолекулы, такие как цепочечная, линейная или разветвленная. При этом большинство веществ имеет линейную структуру макромолекул, которая состоит из большого числа групп (звеньев), связанных между собой силами химического сродства. Эти звенья могут быть как однородными (гомополимеры), так и разнородными (сополимеры). Однако количество звеньев в макромолекулах (или степень полимеризации) составляет величину порядка 250–70000, а общая длина молекулярной цепочки — 7,5·10²–110·10² нм, молекулярная масса находится в пределах 1·10⁴ – 1,5·10⁷.

В мировой практике очистки воды широко известен полиакриламид (ПАА) — высокомолекулярное соединение с молекулярной массой примерно 0,5·10⁶–6·10⁶, на основе которого созданы различные композиции флокулянтов. Его действие связано с увеличением размеров хлопьев, что и приводит к росту скорости осаждения, эффективности очистки сточной воды. Осветление сточной воды после коагуляционной обработки осуществляется с помощью отстаивания.

Выбор типа флокулянта определяется рядом факторов, таких как заряд скоагулированных частиц, величина кислотности среды, наличие растворенных примесей. В рамках практического анализа применяют флокулянты, имеющие разный знак и величину заряда, что говорит о более сложном механизме флокуляции скоагулированных загрязнений и влиянии других факторов. Данная технология имеет ряд преимуществ, таких как исключение вторичного загрязнения воды продуктами гидролиза коагулянтов, снижение коррозионной активности воды, сокращение количества образующегося осадка, а также повышение его способности к обезвоживанию. Кроме того, флокулянты способны к химическому взаимодействию с растворенными примесями сточных вод с образованием нерастворимых соединений. На практике эффект осаждения растворимых органических загрязнений проявляется в укрупнении взвешенных примесей сточных

вод. В большинстве случаев рассматриваемые реагенты обладают более высокой эффективностью по сравнению с исходными компонентами. Их применение позволяет упростить технологию очистки, расширить области их эффективного использования и решить проблему обезвреживания сильнозагрязненных сточных вод.

Теория флокуляции развита в период 1950–1964 гг. французским ученым Ла Мером. В соответствии с этой теорией процесс флокуляции протекает в две стадии [11]:

1. Полимерные молекулы адсорбируются несколькими своими фрагментами к поверхности взвешенных и коллоидных частиц — занимая часть этой поверхности. Вся поверхность частиц принимается за единицу, часть, занятая полимерами, — θ ; оставшаяся часть — $(1-\theta)$.

2. На второй стадии происходит вторичная адсорбция, когда оставшиеся свободными фрагменты молекул полимера закрепляются на поверхности других частиц, связывая частицы полимерными мостиками. Это и есть собственно флокуляция.

Наличие на поверхности частиц адсорбированных крупных молекул приводит к тому, что процесс флокуляции начинается на значительно больших расстояниях, чем коагуляция, движение и вращение частиц увеличивает вероятность их столкновения. Увеличение сферы действия и вероятности столкновения приводят к тому, что скорость флокуляции значительно превышает скорость обычной коагуляции.

Целью исследования явилось определение величины флокуляционной активности полиакриламидных флокулянтов серии АК-631 (А-1510 и А-930) по отношению к ионам железа и цинка, а также рассмотрение взаимосвязи значений мутности, цветности, флокуляционной активности от объема введенного реагента. Это позволит провести сравнительный анализ процесса флокуляционной очистки модельных растворов сточных вод от ионов металлов с применением флокулянтов серии АК-631 (А-930, А-1510).

Экспериментальная часть

Приборы и реактивы. Модельные растворы флокулянтов серии АК-631 (А-930, А-1510); дистиллированная вода; активированный уголь марки БАУ; кварцевый песок; металлический цинк, соляная кислота (НС1) (конц.); раствор буры;

0,05 %-ный раствор сульфарсазена (в 0,05 М растворе буры); 20 %-ный раствор натрия сернокислого (свежеприготовленный); 10 %-ный раствор сульфосалициловой кислоты; стандартный раствор соли цинка (1 г/дм³); раствор аммиака (2:3); стандартный раствор соли Fe (1 г/дм³); раствор известкового молока; фотоколориметр ПЭ-5400в; оборудование лабораторное — нагреватели, встряхиватели, посуда мерная и керамическая, мешалки, секундомер.

Приготовление стандартного и рабочего растворов цинка. Для приготовления стандартного раствора 0,5 г металлического цинка растворяют в 20 см³ соляной кислоты и переносят в мерную колбу на 500 см³. Рабочий раствор готовят разбавлением стандартного раствора: 1 см³ стандартного раствора переносят в мерную колбу на 100 см³ и доводят дистиллированной водой до метки.

Приготовление стандартного и рабочего растворов железа. Для приготовления стандартного раствора железа растворяют 0,8634 г железоаммонийных квасцов в дистиллированной воде. К раствору добавляют 10 см³ серной кислоты ($\rho = 1,84$ г/см³) и доводят в мерной колбе на 1 дм³ до метки дистиллированной водой. Рабочий раствор готовят разбавлением стандартного раствора: 100 см³ стандартного раствора переносят в мерную колбу на 1 дм³ и доводят до метки дистиллированной водой.

Приготовление раствора флокулянтов серии АК-631. На технических весах отвешивается 0,1 г флокулянта по крупинкам при постоянном перемешивании стеклянной палочкой, растворяется в мерном стакане на 100 мл в дистиллированной воде. После растворения всех частиц флокулянта стакан устанавливается на магнитную мешалку и перемешивается в течение 1 ч. По окончании процесса должна образоваться гелеобразная масса [15].

Определение размеров частиц дисперсной фазы. Размеры частиц в водно-солевых растворах изучены по методу Геллера. Метод основан на изменении коллоидными частицами рассеяния света в зависимости от размеров частиц дисперсной фазы и длины волны падающего света. Для описания светорассеяния в коллоидной системе можно воспользоваться эмпирическим уравнением

$$A = \kappa \cdot \lambda^{-n}, \quad (1)$$

где κ — константа, не зависящая от длины волны; A — оптическая плотность раствора; λ — длина волны падающего света.

Зависимость $\lg A$ от $\lg \lambda$ в соответствии с (1) представляет собой прямую линию, тангенс угла наклона которой равен показателю степени n с минусом. Значение показателя степени n зависит от соотношения между размером частицы и длиной волны падающего света, характеризуемого параметром Z :

$$Z = 8\pi \cdot r / \lambda, \quad (2)$$

где r — радиус частиц; λ — среднее значение длины волны падающего излучения.

По величине n находят соответствующее значение Z по табл. 1, а затем по формуле (2) рассчитывают средний радиус частиц исследуемой дисперсной системы.

На основании вышеописанной методики, были построены графические зависимости « $\lg A - \lg \lambda$ », которые позволяют определить размеры частиц, так для частиц активированного угля и кварцевого песка они равны соответственно 54,65 и 96,45 нм.

В качестве модельной дисперсной системы готовят 0,8 %-ную суспензию кварцевого песка ($\rho = 2,7 \text{ г/см}^3$) и 0,01 %-ную суспензию активированного угля ($\rho = 1,5 \text{ г/см}^3$) [2, 8, 12]. Для этого в цилиндр вносят необходимые количества вещества, взвешенного на технических весах, и дистиллированной водой доводят до 100 см³. Суспензию разливают в цилиндры на 250 см³, в каждый из которых пипеткой вводят необходимое количество раствора флокулянта $V_{\text{ф}}$, рассчитываемого по формуле

$$V_{\text{ф}} = \frac{C_{\text{ф}} \cdot 250}{0,1 \cdot 100}, \quad (\text{мл}). \quad (3)$$

Затем систему осторожно перемешивают в течение 1–1,5 мин, для равномерного распределения макромолекул флокулянта по всему объему суспензии. После перемешивания система

«суспензия – флокулянт» отстаивается 30 мин для равномерного распределения частиц дисперсной фазы. Через 30 мин производят измерение оптической плотности надосадочной жидкости. В кювету сравнения заливают дистиллированную воду. Измерение оптической плотности проводится на спектрофотометре, на основании чего производят расчет величины мутности (τ) по формуле

$$\tau = \frac{A \cdot 2,3}{l}, \quad (4)$$

где A — оптическая плотность; l — длина кюветы, см.

На основании полученных результатов рассчитывают величину активности флокулянта.

Исследование влияния природы и концентрации (поли)электролита на скорость флокуляции суспензии активированного угля и кварцевого песка. Исследование устойчивости и флокуляции суспензии на практике проводилось с помощью методов, позволяющих осуществлять контроль за такими макроскопическими параметрами системы, как оптическая плотность, скорость седиментации (осаждения), изменение концентрации суспензии по высоте и во времени.

Для количественной оценки флокулирующего эффекта полиэлектролитами определяется относительный безразмерный параметр D — параметр флокуляции, о котором можно судить по определению [16–21]:

– скоростей седиментации суспензии в присутствии V_s и в отсутствии добавок флокулянтов V_s^0 :

$$D = \frac{V_s}{V_s^0}; \quad (5)$$

– величин мутности надосадочной жидкости в присутствии τ (выражение 4) и в отсутствии добавок флокулянтов τ^0 :

$$D = \frac{\tau}{\tau^0}. \quad (6)$$

Таблица 1

Показатель степени n в уравнении Геллера в зависимости от параметра Z

n	3,812	3,686	3,575	3,436	3,284	3,121	3,06	2,807	2,657
z	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0	5,5	6,0
n	2,533	2,457	2,379	2,329	2,075	1,974	1,635	1,584	
z	6,5	7,0	7,5	8,0	8,01	8,5	9,0	9,5	

Активность флокулянта λ характеризуется отношением флокулирующего эффекта к концентрации флокулянта:

$$\lambda = D/C. \quad (7)$$

В ходе исследований были экспериментально получены графические зависимости величин мутности, цветности, а также флокуляционной активности от объема введенного в систему реагента (флокулянта). Для каждой из рассматриваемых дисперсных систем при увеличении концентрации реагента (от 0,1 до 1,0 %) наблюдается уменьшение величины мутности дисперсной системы, которая прямо пропорциональна определяемой в ходе исследования величине оптической плотности рассматриваемых растворов. При сравнении двух дисперсных систем с применением одного реагента необходимо отметить, что наибольшее действие реагента наблюдается для систем с большим размером частиц. В данном случае это дисперсные системы кварцевого песка. Радиус частиц данной дисперсной системы в два раза больше рассматриваемой дисперсной системы активного угля, это говорит о том, что для данных систем наблюдается увеличение скорости осаждения частиц дисперсной системы. В этих системах величина мутности системы отличается на порядок в сравнении с системами на основе активного угля.

Для оценки содержания взвешенных веществ, которые не были удалены путем отстаивания и фильтрации проведено определение величины цветности рассматриваемой пробы вещества согласно ГОСТ 3351–74 (1–70 градусов). Анализ графических зависимостей величин цветности от объема введенного реагента позволяет сделать следующий вывод: с увеличением объема реагента, а следовательно, его концентрации, уменьшается величина цветности. Это говорит об увеличении скорости осаждения частиц, определяющей величину оптической плотности системы, которая прямо пропорциональна величине цветности системы.

Помимо величин мутности (τ) и цветности в ходе исследований были определены величины активности флокулянта (λ) (рис. 1–4), которые характеризуют величину флокулирующего эффекта к объему введенного реагента, а следовательно, и его концентрации в рассматриваемой смеси.

Установлено, что величина активности введенного реагента аналогично величинам мутности и цветности зависит от величины объема введенного реагента: с увеличением объема реагента, а следовательно, его концентрации уменьшается величина оптической плотности системы, которая прямо пропорциональна определяемой величине мутности рассматриваемых растворов, которая и определяет величину активности системы (уравнения 5–7).

В ходе дальнейших исследований был рассчитан процент осветленной части с применением данных реагентов. Полученные результаты зависимости величины процента осветленной части надосадочной жидкости от объема введенного реагента свидетельствуют, что с увеличением объема введенного реагента в дисперсную систему происходит увеличение значений процента осветленной части надосадочной жидкости. Для каждой из рассматриваемых дисперсных систем при увеличении концентрации реагента (от 0,1 до 1,0 %) наблюдается увеличение значений процента осветленной части надосадочной жидкости. При сравнении двух дисперсных систем с применением одного реагента необходимо отметить, что наибольшее действие реагента наблюдается для систем с большим размером частиц. Кроме того, необходимо отметить, что величина процента осветленной части надосадочной жидкости больше для флокулянта А-1510. Это позволяет сделать вывод о том, что при рассмотрении веществ одного класса, наибольший флокулирующий эффект наблюдается для компонента с большим числом полимерных звеньев в молекуле.

Рассматриваемые значения позволяют исследовать процесс скорости осветления суспензий в присутствии полиэлектролита. При построении кинетических кривых, исходя из тангенса угла наклона начального прямолинейного участка, рассчитывают скорость флокуляции $\left(-dA/d\tau\right)_{\tau \rightarrow 0}$. Полученные данные представлены в табл. 2.

Из данных табл. 2 видно, что большей скоростью осаждения обладает суспензия кварцевого песка в сравнении с суспензией активного угля БАУ в присутствии полиэлектролитов, снижающих оптическую плотность суспензий. Полученные значения начальной скорости осаждения частиц говорят об усилении флокуляционной активности реагента с ростом его концентрации.

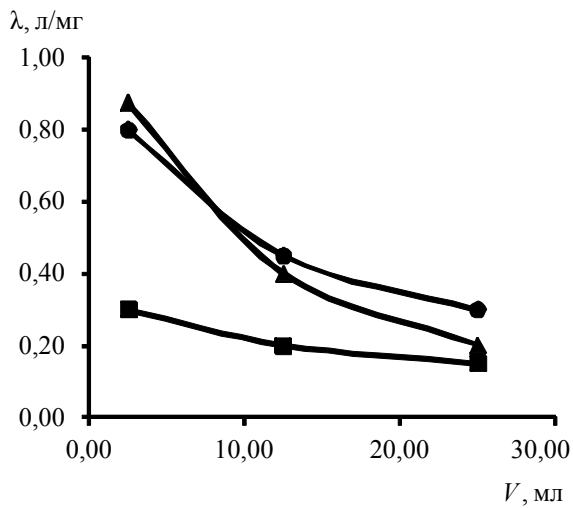


Рис. 1. Графическая зависимость величины активности реагента в растворе в присутствии частиц кварцевого песка от объема введенного флокулянта А-1510 (■ — 0,1 %, ● — 0,5 %, ▲ — 1,0 % раствор реагента)

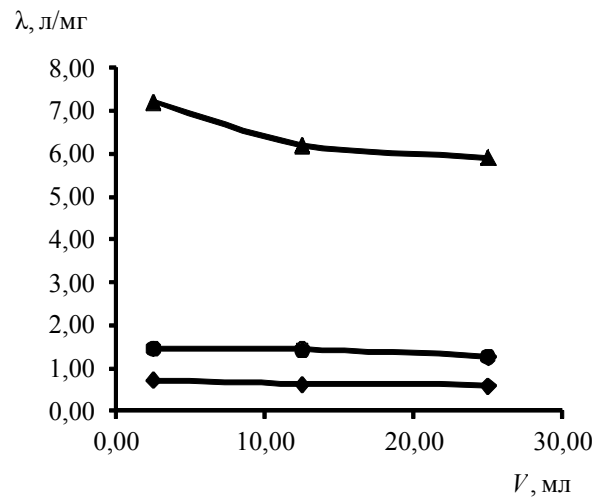


Рис. 3. Графическая зависимость величины активности реагента в растворе в присутствии частиц активного угля БАУ от объема введенного флокулянта А-1510 (■ — 0,1%, ● — 0,5 %, ▲ — 1,0 % раствор реагента)

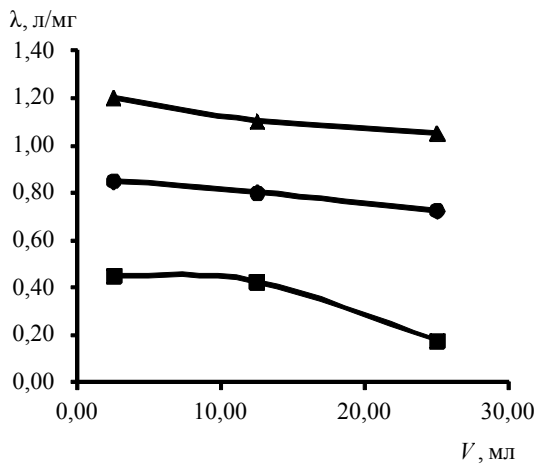


Рис. 2. Графическая зависимость величины активности реагента в растворе в присутствии частиц кварцевого песка от объема введенного флокулянта А-930 (■ — 0,1 %, ● — 0,5 %, ▲ — 1,0 % раствор реагента)

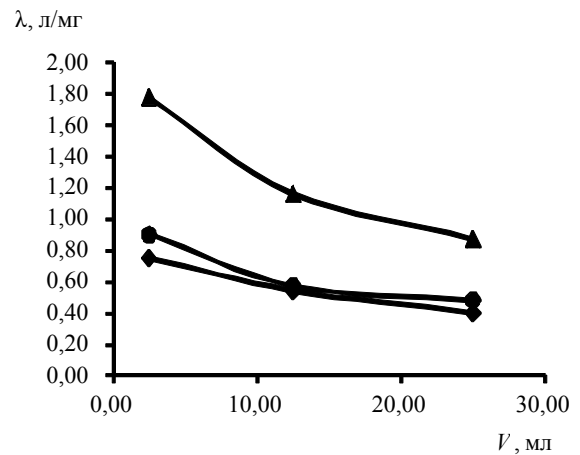


Рис. 4. Графическая зависимость величины активности реагента в растворе в присутствии частиц активного угля БАУ от объема введенного флокулянта А-930 (■ — 0,1 %, ● — 0,5 %, ▲ — 1,0 % раствор реагента)

Таблица 2

Величины начальных скоростей осаждения $(-dA/d\tau)_{\tau \rightarrow 0}$ взвесей активного угля БАУ и кварцевого песка в присутствии полиэлектролитов А-1510 и А-930

Система	Начальная скорость осаждения $(-dA/d\tau)_{\tau \rightarrow 0} \cdot 10^3, c^{-1}$		
	Концентрация полиэлектролита А-1510, %		
	0,1	0,5	1,0
Модельная суспензия активного угля БАУ	0,10	0,44	0,92
Модельная суспензия кварцевого песка	2,13	2,30	2,89
Система	Концентрация полиэлектролита А-930, %		
	0,1	0,5	1,0
Модельная суспензия активного угля БАУ	0,25	1,99	3,32
Модельная суспензия кварцевого песка	2,13	2,56	3,11

Таблица 3

Эффективность очистки воды от ионов железа и цинка методом пробного флокулирования флокулянтами серии АК-631 ($n = 6$, $P = 0,95$, $t_p = 2,57$)

Флокулянт	Исходное содержание металла в модельной СВ·10 ⁴ , моль/дм ³	Концентрация полиэлектролита, %	Количество раствора флокулянта, мл	Эффективность очистки, %
А-930				
А-930 (железо)	3,5	0,1	0,1	97,26
			0,5	97,58
			1,0	98,07
А-930 (железо)	3,5	0,5	0,1	97,75
			0,5	98,07
			1,0	98,29
А-930 (железо)	3,5	1,0	0,1	98,23
			0,5	98,39
			1,0	98,71
А-930 (железо + цинк)	3,5	0,1	0,1	87,60
			0,5	89,37
			1,0	90,18
А-930 (железо + цинк)	3,5	0,5	0,1	91,14
			0,5	93,08
			1,0	94,04
А-930 (железо + цинк)	3,5	1,0	0,1	91,79
			0,5	94,85
			1,0	95,33
А-1510				
А-1510 (цинк)	3,5	0,1	0,1	87,50
			0,5	88,95
			1,0	92,01
А-1510 (цинк)	3,5	0,5	0,1	92,30
			0,5	93,31
			1,0	94,91
А-1510 (цинк)	3,5	1,0	0,1	94,31
			0,5	95,20
			1,0	95,35
А-1510 (цинк+железо)	3,5	0,1	0,1	85,32
			0,5	86,05
			1,0	87,06
А-1510 (цинк+железо)	3,5	0,5	0,1	86,19
			0,5	86,63
			1,0	87,06
А-1510 (цинк+железо)	3,5	1,0	0,1	87,50
			0,5	87,94
			1,0	89,83

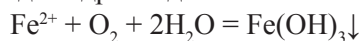
Выделяют два основных механизма процесса флокуляции: нейтрализационный и мостичный механизмы. Первый механизм всегда сопровождается компенсацией локальных зарядов на поверхности частиц за счет адсорбции на них противоположно заряженных повторяющихся звеньев макроиона полиэлектролита. При этом на поверхности происходит формирование «мо-

заичной» структуры с большим числом контактов реагента с поверхностью частицы. Этот процесс характерен для одноименно заряженных полиэлектролитов. Второй механизм объясняет процесс флокуляции образованием полимерных мостиков между дисперсными частицами и адсорбированным полиэлектролитом. При этом типе взаимодействия адсорбированные макромо-

лекулы полимеров закрепляются на поверхности небольшим числом контактов, слабо деформируются и при этом могут содержать достаточно длинные петли и хвосты, образуя флокулы. В рамках данного практического исследования предполагается наличие именно этого механизма флокулирования между частицами дисперсной фазы, учитывая заряд частиц и достаточно большую молекулярную массу полиэлектролита (для флокулянта А-930 это — 5,38 10⁵, а для А-1510 — 0,91 10⁵).

Флокуляции модельных СВ раствором флокулянта серии АК-631

Метод определения ионов железа. Железо в сточных водах может быть в растворенном состоянии, в виде коллоидного раствора или комплексных соединений, а также в форме суспензии (твердых частиц). В воде, содержащей кислород, железо (II) легко переходит в железо (III) и осаждается в виде гидроксида по схеме:

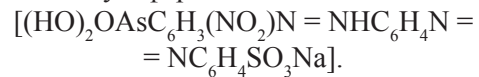


Метод основан на том, что сульфосалициловая кислота $[\text{HO}_3\text{S}(\text{HO})\text{C}_6\text{H}_3\text{COOH}\cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ или ее натриевая соль $[\text{NaO}_3\text{S}(\text{HO})\text{C}_6\text{H}_3\text{COONa}\cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ образует с солями железа окрашенные комплексные соединения, причем в слабнокислой среде сульфосалициловая кислота реагирует только с солями железа (III) (красное окрашивание), а в слабощелочной среде — с солями железа (II и III) (желтое окрашивание).

Построение градуировочного графика для определения ионов железа. Для работы берут 10 мерных пробирок (на 10 см³). В первую наливают 0,1, во 2-ю — 0,2... в 10-ю — 1 см³ рабочего раствора железа; до метки доводят дистиллированной водой. Затем берут 10 мерных колб (на 50 см³), выливают в них содержимое пробирок, добавляют в каждую 5 см³ раствора сульфосалицилата натрия или сульфосалициловой кислоты, 5 см³ раствора аммиака и перемешивают. Через 5 мин после добавления реагентов измеряют величину оптической плотности полученного раствора при $\lambda = 540$ нм. Для дальнейшей работы необходимо использовать готовый градуировочный график [2]. Уравнение прямой градуировочного графика для ионов железа было выведено с помощью метода наименьших квадратов и имеет вид: $y = 0,5936x + 0,0906$.

Метод определения ионов цинка

В основе фотометрического метода определения концентрации ионов цинка в сточных водах лежит определение, основанное на реакции ионов цинка с сульффарсазеном



Реагент с ионами цинка в слабнокислой или слабощелочной среде образует окрашенные в красно-оранжевый цвет комплексные соединения. Наиболее устойчивым комплекс является в слабнокислой среде. Определению цинка с сульффарсазеном мешают ионы свинца, их влияние устраняется введением тиомочевины.

Построение градуировочного графика для определения ионов цинка. Для построения градуировочной зависимости берут набор мерных колб (на 50 см³). В колбы помещают возрастающие количества рабочего раствора соли цинка. Далее в каждую из них приливают 2 см³ сульффарсазена, 1 см³ сернистокислого натрия, 1 см³ тиомочевины, 1 см³ сульфосалициловой кислоты. Перемешивание производят после добавления каждого из реагентов. Затем в каждой колбе доводят объем до метки раствором буры и вновь перемешивают. Через 10 мин после добавления буры измеряют величину оптической плотности при $\lambda = 540$ нм в кювете толщиной 1,0 см относительно воды. По результатам измерений строят градуировочный график [2].

Уравнение прямой градуировочного графика для ионов цинка было выведено с помощью метода наименьших квадратов и имеет следующий вид: $y = 0,6881x + 0,1054$.

Изучение процесса флокуляции модельных СВ раствором флокулянта серии АК-631. Модельную СВ из стакана разливают в четыре мерных цилиндра по 500 мл и добавляют малыми порциями раствор известкового молока, для достижения определенного значения pH, добавляют растворы полимера из расчета: в первый цилиндр — 0 мл (контрольный); во второй — 0,1 мл; в третий — 0,5 мл; в четвертый — 1 мл. Все четыре цилиндра закрывают пробками и тщательно перемешивают встряхиванием. Далее определяют скорость осаждения осадка в каждом цилиндре, время полного осаждения. После осаждения осадка смесь оставляют на некоторое время для уплотнения осадка. Затем отбирают пробы воды

в мерные колбы для анализа СВ на содержание ионов тяжелых металлов.

Эффективность очистки рассчитывалась по следующему уравнению:

$$\Xi = \frac{C_0 - C}{C_0} 100 \% \quad (8)$$

где Ξ — эффективность очистки, %; C_0 — исходная концентрация, моль/дм³; C — остаточная концентрация, моль/дм³.

Результаты расчетов эффективности очистки воды от ионов железа и цинка методом пробного флокулирования приведены в табл. 3.

На основании полученных данных можно сделать вывод о том, что эффективность очистки с использованием флокулянтов серии АК-631 находится в пределах величины от 85 до 99%, что говорит об эффективности рассматриваемого метода очистки СВ, а также об актуальности рассматриваемой проблемы. По полученным опытным данным можно сделать вывод о достаточной эффективности рассматриваемого метода.

При сравнении результатов исследования очистки модельных растворов сточных вод при одной концентрации флокулянта для ионов цинка и смеси ионов цинка и железа необходимо отметить, что разница в значениях эффективности очистки колеблется от 10 % для 0,1%-ного реагента, 8 % для 0,5%-ного реагента и 6 % для 1,0%-ного реагента. Это говорит о значительном мешающем влиянии ионов железа в присутствии ионов цинка в модельной смеси и наоборот, что объясняется электронным строением осаждаемого атома, его молекулярным весом и концентрацией иона в растворе, наличием функциональных группировок в молекуле флокулянта, его молекулярной массой, числом звеньев в молекуле. Все эти параметры оказывают влияние на скорость оседания частиц, размер образуемых хлопьев, поэтому дальнейшие исследования по подбору типа флокулянта весьма интересно для различных отраслей промышленности, что и является целью дальнейшего изучения. Все это позволит при минимизации капитальных и эксплуатационных затрат повысить эффективность, надежность и стабильность работы очистных сооружений при снижении их габаритных характеристик, улучшить качество воды поверхностных водоисточников за счет сокращения сброса вредных веществ со сточными водами.

Литература

1. Байборodin, А. М. (2014). Локальная очистка сточных вод целлюлозно-бумажных предприятий методом коагуляции. канд. техн. наук. Архангельск, 134 с.
2. Бузаева, М. В. (ред.) (2008). Основы промышленной экологии: методические указания к лабораторным работам по дисциплине «Основы промышленной экологии». Ульяновск: УлГТУ.
3. Бутова, С. А. (ред.) (1997). Флокулянты. Свойства. Получение. Применение. М.: Стройиздат.
4. Гандурина, Л. В. (ред.) (1980). Водорастворимые полимеры, их свойства и области применения (обз. инф.). Вып. 12 (182). М.: НИИТЭХИМПИ.
5. Гандурина, Л. В. (ред.) (2000). Органические флокулянты в технологии очистки природных и промышленных сточных вод и обработки осадка (обз. инф.). Вып. 2. М.: ВНИИТПИ.
6. Герасимов, Г. Н. (2001). Процессы коагуляции-флокуляции при обработке поверхностных вод. Водоснабжение и санитарная техника, № 3, сс. 1–5.
7. Гетманцев, С. В. (ред.) (2008). Очистка производственных сточных вод коагулянтами и флокулянтами. М.: АСВ.
8. Дрябина, С. С. (ред.) (2013). Методические указания к лабораторным работам № 3, 4 к практикуму по коллоидной химии. Волгоград: ИУНЛ ВолгГТУ.
9. Запольский, А. К. (ред.) (1987). Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды. Л.: Химия.
10. Коагулянты и флокулянты: анализ и оценка современного технологического уровня производства (анал. обз.) (2001). Черкасск: Черкасский НИИТЭХИМ.
11. Куликов, Н. И. (ред.) (2009). Теоретические основы очистки воды (конс. лекц.). Харьков: Донб. нац. акад. гр-ва и архитектуры.
12. Терехов, Л. Д. (ред.) (2014). Химия процессов очистки природных и сточных вод. Хабаровск: ДВГУПС.
13. Терехова, Е. Л. (2004). Интенсификация очистки сточных вод от поверхностно-активных веществ. канд. техн. наук. Хабаровск, 178 с.
14. Харитонов, В. П. (1998). Развитие производства химических реагентов для очистки воды на ОАО «Сорбент». В: Вода: экология и технология. М. с. 331.
15. Шачнева, Е.Ю. (2011). Физико-химия адсорбции флокулянтов и синтетических поверхностно-активных веществ на сорбенте СВ-1-А. канд. хим. наук. Махачкала, 139 с.
16. Ariffin, A. (2014). Effects of various fillers on anionic polyacrylamide systems for treating kaolin suspensions. Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects, 441, 306–311.
17. Kurenkov, V. F. (1984). The influence of chemical inhomogeneity of a flocculant (copolymer of acrylamide with sodium acrylate) on the rate of sedimentation of an ocher suspension. European Polymer Journal, 20(8), 779–82 pp.
18. Kurenkov, V. F. (1990). Intensification of treatment of electroplating wastewater by polyacrylamide flocculants. Khimiya i Tekhnologiya Vody, 12(9), 822-5.
19. Myagchenkov, V. A. (1990). Characteristics of flocculation of ocher and kaolin suspensions under simultaneous addition of anionic and cationic polyacrylamide flocculants. Izvestiya Vysshikh Uchebnykh Zavedenii, Khimiya i Khimicheskaya Tekhnologiya, 33(2), 53-6.

20. Myagchenkov, V. A. (2000). Kinetics of the flocculation of ocher suspension in aqueous salt (NaCl) media under the action of polyacrylamide and its mixtures with poly(ethylene oxide). *Zhurnal Prikladnoi Khimii* (Sankt-Peterburg, Russian Federation), 73(12), 2030-2035.

21. Xiao (2003). Organo-modified cationic silica nanoparticles/anionic polymer as flocculants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(2), 343–351.

References

1. Bayborodin, A.M. (2014). Lokal'naya ochestka stochnykh vod tsellyulozno-bumazhnykh predpriyatiy metodom koagulyatsii [Local wastewater treatment of pulp and paper enterprises by coagulation]. *and. tech. sciences. Arkhangelsk*, 134 p. (in Russian)

2. Buzaeva, M.V. (ed.) (2008). Osnovy promyshlennoy ekologii: metodicheskie ukazaniya k laboratornym rabotam po distsipline «Osnovy promyshlennoy ekologii» [Bases of industrial ecology: methodical instructions to laboratory works on discipline «Bases of industrial ecology»]. U: USTU. (in Russian)

3. Butova, S.A. (ed.) (1997). Flokulyanty. Svoystva. Poluchenie. Primenenie [Flocculants. Properties. Receiving. Application] (ref. book). M: Stroyizdat. (in Russian)

4. Gandurina, L.V. (ed.) (1980). Vodorastvorimye polimery, ikh svoystva i oblasti primeneniya [Water-soluble polymers, their properties and fields of application] (overview of inf.). Issue. 12 (182). M: NIITEHIMPI. (in Russian)

5. Gandurina, L.V. (ed.) (2000). Organicheskie flokulyanty v tekhnologii ochestki prirodnykh i promyshlennykh stochnykh vod i obrabotki osadka (obzor informatsii) [Organic flocculants in the technology of purification of natural and industrial wastewater and treatment of sludge (review of information)]. Issue. 2. M: VNIINTPI. (in Russian)

6. Gerasimov, G.N. (2001). Protssy koagulyatsii-flokulyatsii pri obrabotke poverkhnostnykh vod [Processes of coagulation-flocculation in the treatment of surface waters]. *Water supply and sanitary engineering*, 3, pp. 1–5. (in Russian)

7. Getmantsev, S.V. (ed.) (2008). Ochestka proizvodstvennykh stochnykh vod koagulyantami i flokulyantami [Cleaning of industrial wastewater with coagulants and flocculants]. M: ASV. (in Russian)

8. Dryabina, S.S. (ed.) (2013). Metodicheskie ukazaniya k laboratornym rabotam №3, 4 k praktikumu po kolloidnoy khimii [Methodical instructions to laboratory works № 3, 4 to the workshop on colloid chemistry]. V: IUNL VolgSTU. (in Russian)

9. Zapolsky, A.K. (ed.) (1987). Koagulyanty i flokulyanty v protsessakh ochestki vody [Coagulants and flocculants in the process of water purification]. L: Chemistry. (in Russian)

10. Koagulyanty i flokulyanty: analiz i otsenka sovremennogo tekhnologicheskogo urovnya proizvodstva [Coagulants and flocculants: analysis and assessment of modern technological level of production (anal. review)] (2001). Ch: Cherkassk NIITEKHIM. (in Russian)

11. Kulikov, N.I. (ed.) (2009). Teoreticheskie osnovy ochestki vody [Theoretical basis of water treatment] (lect. notes). M: Donb. nat. acad. gr-va and architecture. (in Russian)

12. Terekhov, L.D. (ed.) (2014). Khimiya protsessov ochestki prirodnykh i stochnykh vod [Chemistry of purification processes of natural and waste water]. Kh: FENU. (in Russian)

13. Terekhova, E.L. (2004). Intensifikatsiya ochestki stochnykh vod ot poverkhnostno-aktivnykh veshchestv [Intensification of wastewater treatment from surfactants]. *and. tech. sciences. Khabarovsk*, 178 p. (in Russian)

14. Kharitonov, V.P. (1998). Razvitie proizvodstva khimicheskikh reagentov dlya ochestki vody na OAO «Sorbent» [Development of production of chemical reagents for water purification at OJSC «Sorbent»]. Q: Water: ecology and technology. M: p. 331. (in Russian)

15. Shachneva, E.Yu. (2011). Fiziko-khimiya adsorbtsii flokulyantov i sinteticheskikh poverkhnostno-aktivnykh veshchestv na sorbente SV-1-A [Physical chemistry of adsorption of flocculants and synthetic surface-active substances on sorbent SV-1-A]. *and. chem. sciences. Makhachkala*, 139 p. (in Russian)

16. Ariffin, A. (2014). Effects of various fillers on anionic polyacrylamide systems for treating kaolin suspensions. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 441, 306-311.

17. Xiao (2003). Organo-modified cationic silica nanoparticles/anionic polymer as flocculants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(2), 343-351.

18. Myagchenkov, V. A. (2000). Kinetics of the flocculation of ocher suspension in aqueous salt (NaCl) media under the action of polyacrylamide and its mixtures with poly(ethylene oxide). *Zhurnal Prikladnoi Khimii* (Sankt-Peterburg, Russian Federation), 73(12), 2030-2035.

19. Kurenkov, V. F. (1990). Intensification of treatment of electroplating wastewater by polyacrylamide flocculants. *Khimiya i Tekhnologiya Vody*, 12(9), 822-5.

20. Myagchenkov, V. A. (1990). Characteristics of flocculation of ocher and kaolin suspensions under simultaneous addition of anionic and cationic polyacrylamide flocculants. *Izvestiya Vysshikh Uchebnykh Zavedenii, Khimiya i Khimicheskaya Tekhnologiya*, 33(2), 53-6.

21. Kurenkov, V. F. (1984). The influence of chemical inhomogeneity of a flocculant (copolymer of acrylamide with sodium acrylate) on the rate of sedimentation of an ocher suspension. *European Polymer Journal*, 20(8), 779-82.

Автор

Шачнева Евгения Юрьевна, канд. хим. наук
ФГБОУ ВО «Астраханский государственный университет»
E-mail: evgshachneva@yandex.ru

Author

Shachneva Yevgenia Yurevna, Ph. D. in Chemistry
Astrakhan State University
E-mail: evgshachneva@yandex.ru