



УДК 628.543:541.183

А.М. КАСИМОВ, докт. техн. наук, профессор, заведующий лабораторией, **А.В. ПОВАЛЯЕВА**, аспирант
Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем (УкрНИИЭП), г. Харьков

ДООЧИСТКА ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОАКТИВНЫХ ПОВЕРХНО-АКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ

Рассмотрены основные параметры процессов извлечения ионогенных поверхностно-активных веществ (ПАВ) из производственных сточных вод методом ионной флотации. Определены зависимости степени перехода ПАВ в пенную фракцию от рН среды, концентрации ПАВ и минеральных солей в сточных водах.

Ключевые слова: сточные воды, очистка, ПАВ.

Разработка новых методов очистки сточных вод от поверхностно-активных веществ (ПАВ) позволяет создавать очистные установки для бессточных и малоотходных систем очистки промышленных стоков (ПС). Одним из методов очистки ПС от ПАВ является метод пенообразования. В литературе этот метод называют пенным фракционированием, пенной сепарацией, пенной флота-

цией и др. Сущность метода заключается в адсорбции ПАВ границей раздела фаз «жидкость – газ» и в непрерывном снятии образующегося поверхностного слоя. Применение данного метода и описание способов его осуществления освещены в работах [1–5].

Авторами данной статьи выполнен ряд комплексных исследований процессов очистки ПС от ионоактивных

ПАВ методами ионной флотации. Процесс пенообразования оценивался по следующим параметрам: степень извлечения ПАВ в пенную фракцию – S , %; степень изменения объема системы – $R_v = V_{\text{пен}} / V_{\text{ост}}$, где $V_{\text{ост}}$ – конечный объем раствора; $V_{\text{пен}}$ – объем пенного продукта [2–5].

Для выделения из растворов применялись: алкилтриметиламмонийхлорид (АТМ) – $[C_n H_{2n+1} (CH_3)_3 N] Cl$, где $n=18-20$, средняя молекулярная масса (с.м.м.) – 278 г; алкилбензилдиметиламмонийхлорид (АБДМ) – $[C_n H_{2n+1} (C_6 H_5 CH_2) (CH_2)_2 N] Cl$, где $n=18-20$, с.м.м. – 355 г. Использованы также фракции АБДМ, имеющие разную длину углеводородных радикалов. Из аминов применялись АНП-2 ($C_{14} H_{29} NH_2 HCl$ и $C_{15} H_{31} NH_2 HCl$), имеющие с.м.м. 247 и 264 г соответственно; из анионных ПАВ – ДБСNa (додецилбензосульфонат натрия $[C_{12} H_{25} (C_6 H_4 SO_4 Na)]$), набор алкиларилсульфокислот (ААСК).

Алифатические амины и четвертичные аммониевые основания (ЧАО) в кислой среде находятся преимущественно в ионной форме, а в щелочной среде – в молекулярной [4]. Типичные опытные данные по извлечению ПАВ в пенный слой в зависимости от их концентрации в растворе представлены на рис. 1. С увеличением длины цепочки ПАВ до $n=16$ возрастает устойчивость пены и растет степень извлечения ПАВ. Значения параметра R_v при этом велики (до 1,0 и более), так как пена обычно обводнена.

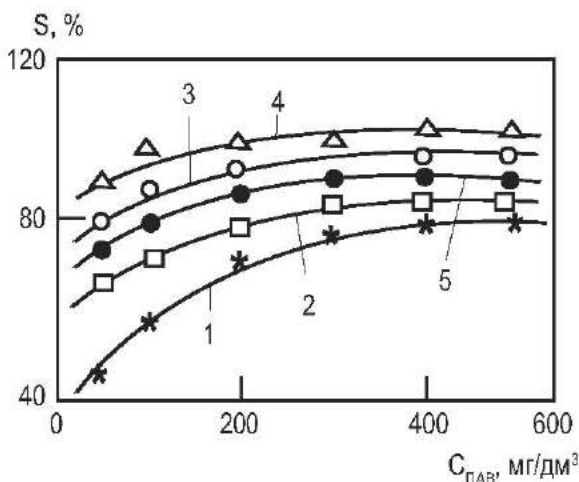


Рисунок 1 – Зависимость степени извлечения четвертичных аммониевых оснований в пену от концентрации ПАВ при pH=7,1–7,4: 1 – C₁₃; 2 – C₁₄; 3 – C₁₅; 4 – C₁₆; 5 – C₁₈

Присутствие электролитов сказывается на пенообразующей способности растворов ПАВ и на устойчивости образующейся пены. Изучено влияние на процесс извлечения ПАВ в пенный продукт солей: LiCl, NaCl, KCl, NH₄Cl, NaNO₃, Na₂SO₄, Na₃PO₄, MgCl₂, CaCl₂, SrCl₂, AlCl₃ (опытные данные приведены на рис. 2 и в табл. 1).

Рост концентрации солей способствует сжатию диффузионной части двойного электрического слоя на границе раздела фаз «жидкость–воздух» и появлению тонких и устойчивых пленок пены. Как следует из опытных данных, степень извлечения ионогенных ПАВ в пену в зависимости от концентрации добавляемых солей носит прямолинейный характер и подчиняется в общем виде уравнению

$$S = A + B \lg C, \tag{1}$$

где C – концентрация электролита в растворе, моль/дм³; A и B – константы, определяющие степень влияния катионов и анионов солей на переход ПАВ в пенный слой.

На степень извлечения ЧАО в пенную фракцию оказывают влияние валентность и природа ионов, причем валентность оказывает значительно большее влияние: присутствие анионов одинаковой валентности отражается только на изменении параметра A – при использовании катионов и анионов различной валентности резко изменяется и параметр B (1).

Изученные анионы по степени повышения перехода четвертичных аммониевых оснований (ЧАО) в пенный слой можно расположить в ряд: $CH_3COO^- < Cl^- < NO_3^- < Na_2PO_4^- < SO_4^{2-}$, из которого ясно прослеживается влияние радиусов и зарядов анионов на сорбцию изученных ПАВ на пузырьках воздуха.

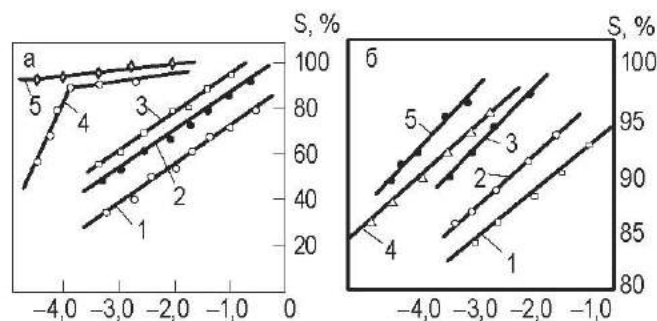


Рисунок 2 – Влияние анионов добавляемых солей на извлечение ЧАО (100 мг/дм³) в пену при pH=8,5–9: а – АБДМ; б – АБДМ; 1 – CH₃COONa; 2 – NaCl; 3 – NaNO₃; 4 – Na₃PO₄; 5 – Na₂SO₄

Влияние заряда присутствующего иона соли сильно сказывается на изменении параметра B только ниже критической концентрации мицеллообразования (ККМ). Многозарядный анион фосфата в растворе образует с АТМ комплексные соединения, поверхностная активность которых значительно выше, поэтому присутствие в растворе Na₃PO₄ влияет сильнее остальных электролитов на переход АТМ в пену. В случае АБДМ мицеллообразование начинается уже при малых концентрациях



ионов солей, влияние которых отражается только на изменении параметра А (1).

Таблица 1 – Влияние природы катиона на значение констант А и В уравнения (1) при извлечении ДБСNa

Константа	Катионы							
	Li ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Sr ²⁺	Al ³⁺
A	86,1	88,9	91,3	92,2	92,2	93,4	88,1	121,1
B	5,83	5,86	5,82	5,80	8,91	8,89	8,88	17,82

Природа и заряд катиона влияют на степень извлечения ЧАО в пенную фракцию в ряду Na⁺ < Mg²⁺ < Al³⁺. На извлечение в пену анионоактивного ДБСNa более значительное влияние оказывают присутствующие катионы, причем их валентность влияет в большей мере. Все изученные соли по интенсивности перехода ДБСNa в пенный слой можно расположить в ряды KCl > NH₄Cl > NaCl > LiCl и MgCl₂ > CaCl₂ > SrCl₂.

На рис. 3 четко прослеживается изменение R_v, характеризующего обводненность пены при росте концентрации электролита: чем выше концентрация, тем меньше объем пенного продукта и, следовательно, выше эффективность процесса очистки ПС от ПАВ. При длительном ведении флотационного процесса получаемая пена из-за дренажа раствора сильно осушается и количество уносимой с пеной воды определяется изменением толщины диффузионного слоя.

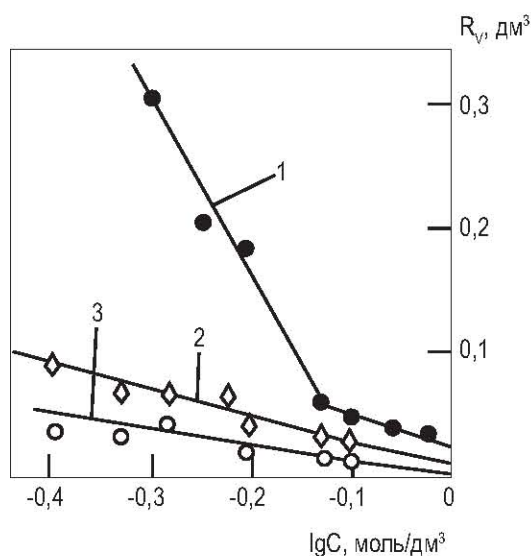


Рисунок 3 – Влияние заряда катиона на изменение объема раствора R_v при флотации ДБСNa (pH=5,8–5,9): 1 – NaCl; 2 – MgCl₂; 3 – AlCl₃

При увеличении ионной силы раствора толщина диффузионных слоев уменьшается – растут устойчивость пены и степень извлечения ПАВ. В то же время количество воды, уносимой с пеной, резко падает. При комнатной температуре для водного раствора одно-

валентного электролита (LiCl, NaCl, KCl) толщина диффузионной части адсорбционного слоя рассчитана по уравнению [4]

$$\delta \approx 1/3 \cdot 10^{-7} \cdot \sqrt{C}, \quad (2)$$

где δ выражена в см, С – концентрация электролита в растворе, моль/дм³.

С ростом концентрации LiCl, NaCl или KCl от 0,0001 до 0,1 моль/дм³ толщина диффузионного слоя (согласно приведенному уравнению) изменяется от 3,3·10⁻⁶ до 8,5·10⁻⁸ см, т.е. ~ в 40 раз. В той же степени уменьшается параметр R_v, например, для ДБСNa – с 1,5 до 0,04. Таким образом, присутствие в растворе неорганических добавок благоприятно сказывается на выделении ионогенных ПАВ. Известно, что эффективность флотационного извлечения Me из технологических растворов или очистки от них ПС определяется сорбцией ПАВ флотируемыми осадками [1]. Следовательно, возникла необходимость исследования влияния на выделение ЧАО в пенную фракцию осадка Al(OH)₃, нашедшего широкое применение в технологии очистки ПС в качестве коагулянта: в раствор, содержащий АТМ или АБДМ, вводился AlCl₃. Осаждение гидроксида проводилось раствором NaOH. Образовавшийся осадок сорбировал молекулы ПАВ – его поверхность приобрела гидрофобный характер.

Сорбционное равновесие в системе «ЧАО – осадок» устанавливалось после осаждения Al(OH)₃ практически мгновенно, и заметного перераспределения АТМ и АБДМ между раствором и осадком в дальнейшем не происходило. Так как ЧАО в водной среде диссоциирует на анион хлора и положительно заряженный углеводородный радикал, а при pH>7,0 суммарный заряд поверхности гидроксидов отрицательный – данные опыты проводились в слабощелочной среде.

На рис. 4 представлена зависимость степени извлечения АТМ и АБДМ в пенную фракцию от концентрации AlCl₃. Максимальная степень извлечения АТМ из раствора достигает 99,3 %, АБДМ – 96,1 %.

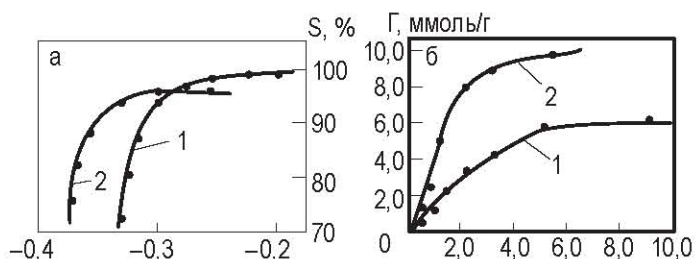


Рисунок 4 – Зависимость степени извлечения ЧАО от Ср-концентрации AlCl₃ (а) и изотермы сорбции (б) при pH=8,5–9: 1 – АТМ (100 мг/дм³); 2 – АБДМ (75 мг/дм³)

Полученные опытные данные удовлетворительно описываются изотермой сорбции типа Лэнгмюра

$$\Gamma = \Gamma_{\infty} \cdot bc / 1 + bc, \quad (3)$$

или в преобразованном виде

$$C_{\text{ПАВ}} / \Gamma = 1 / \Gamma_{\infty} \cdot C_{\text{ПАВ}} + 1 / \Gamma_{\infty} \cdot b, \quad (4)$$

где Γ_{∞} – предельная емкость сорбента, ммоль/г; Γ – значение адсорбции, ммоль/г; $C_{\text{ПАВ}}$ – равновесная концентрация ПАВ в растворе, моль/дм³; b – константа, характеризующая сорбционное средство, дм³/моль.

Пользуясь уравнением (4), рассчитаны значения Γ_{∞} и b : при использовании АТМ $\Gamma_{\infty}=7,8$ ммоль/г, $b=53,8$ дм³/моль; для АБДМ $\Gamma_{\infty}=12,7$ ммоль/г, $b=67,7$ дм³/моль.

Одной из важнейших характеристик, влияющих на переход ионогенных ПАВ в пенную фракцию, является величина pH раствора. Из данных рис. 5 следует, что степень выноса ПАВ в пенный слой увеличивается по мере повышения кислотности или щелочности раствора. В нейтральной области pH величина выноса АТМ в пену не превышает 40 %, АБДМ – 80 %, ДБСNa – 60 %. При концентрации в растворе H₂SO₄ выше 0,1 моль/дм³ извлечение АТМ составляет ~100 %, АБДМ – 91 %, ДБСNa – 90 %. Присутствие в растворе 0,01 моль/дм³ NaOH увеличивает переход АТМ в пенную фракцию до 80 %, АБДМ – до 90 %, ДБСNa – до 90 %.

Кинетика процесса флотационного выделения ПАВ из водных растворов (как и любого процесса, происходящего в гетерогенной системе) сложна и зависит от многих факторов – pH среды, изменения поверхностного натяжения раствора по мере удаления из него ПАВ; времени установления истинного термодинамического равновесия между количеством ПАВ, адсорбированным на поверхности пузырька, и его концентрацией в растворе; объема системы из-за уноса с пеной определенного количества воды (рис. 5, 6).

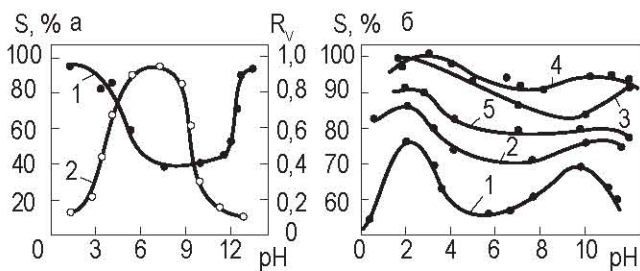


Рисунок 5 – Извлечение ПАВ в пену в зависимости от величины pH раствора: а) – ЧАО (50 мг/дм³): 1 – S; 2 – R_v; б) – фракции АБДМ (100 мг/дм³): 1 – С₁₃; 2 – С₁₄; 3 – С₁₅; 4 – С₁₆; 5 – С₁₈

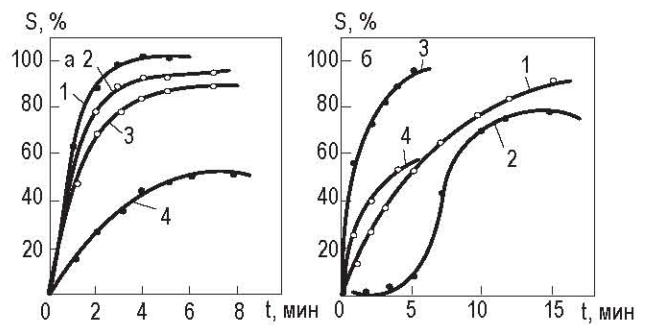


Рисунок 6 – Зависимость степени извлечения ПАВ в пену от времени: а) pH=1,7, 100 мг/дм³ ПАВ: 1 – С₁₅; 2 – С₁₆; 3 – С₁₈; 4 – С₁₄; б) 1 – АТМ, pH=0,7, 100 мг/дм³ АТМ; 2 – ДБСNa, pH=12,9, 50 мг/дм³; 4 – pH=7,2, 10 мг/дм³ ААСК

Существенную роль играют диффузионные процессы, приводящие к тому, что доставка поверхностно-активных молекул на границу раздела фаз будет затруднена. Учесть все факторы в реальных условиях практически невозможно, однако всегда следует учитывать возможность мицеллообразования на границе раздела фаз «жидкость – газ» при повышении концентрации ПАВ вокруг пузырьков воздуха, особенно в начале процесса. Фиксация ПАВ на пузырьке будет происходить уже не в виде молекул, а в виде мицелл. Если к этому добавить изменение размера пузырьков воздуха, разную их насыщенность ПАВ во времени, коалесценцию пены, изменение концентрации всех реагентов в растворе, окисление ПАВ, то ясно, что при флотации ПАВ характер действующих сил во времени не остается постоянным.

Вид кинетических кривых извлечения ПАВ в пену приведен на рис. 7. Для обработки полученных опытных данных использовано уравнение реакции первого порядка [1]

$$\ln C'_{\text{ПАВ}} / C_0 = -Kt, \quad (5)$$

где C – концентрация ПАВ, оставшегося в растворе после процесса пенной флотации через время t ; C_0 – исходная концентрация ПАВ в растворе; K – константа скорости этого процесса.

Величина K в данном случае не является истинной константой процесса в общепринятом понимании, поэтому авторы называют данную величину параметром K , характеризующим скорость перехода молекул ПАВ в пенную фракцию. Дифференциальная форма уравнения (5) может быть истолкована с допущением, что лимитирующей стадией процесса является диффузия флотоагрегатов ПАВ на границу раздела фаз «жидкость – воздух»

$$dC/dt = -KC. \quad (6)$$



Таким образом, имеется три типа зависимости $\ln C_{ПАВ}^1/C_0 - t$ (рис. 7), которые предлагается рассмотреть.

Первый тип. Величина K (кривая 1) изменяется во времени, постепенно снижая значение. Для объяснения картины необходимо учитывать роль крупности флотоагрегатов ПАВ. Концентрация ПАВ в поверхностном слое даже разбавленных растворов в десятки тысяч раз превышает их объемную концентрацию, т.е. около пузырька воздуха концентрация молекул ПАВ значительно превышает ККМ, что способствует образованию мицелл.

В любом промышленном ПАВ имеется набор молекул с разной длиной углеводородной цепочки, что сказывается на образовании мицелл ПАВ. При флотации полидисперсной смеси параллельно протекает несколько процессов флотации групп флотоагрегатов разной крупности, каждая из которых флотируется со своей константой скорости. В данном случае в начальный момент флотация протекает с наибольшей скоростью, затем оставшаяся в растворе смесь ПАВ обедняется быстро флотирующимися частицами ПАВ, имеющими наибольший углеводородный радикал, и общая скорость флотации понижается. Скорость флотации становится постоянной, что следует из прямолинейного участка (рис. 7, кривая 1), от $t=2$ мин до $t \rightarrow \infty$. Если на первом участке функция $\ln C/C_0 = f(t)$ нелинейна относительно t , то на втором участке

$$\ln C_{ПАВ}^1/C_0 = -\ln a - Kt. \tag{7}$$

Т.е. при флотации полидисперсной смеси n групп ПАВ, имеющих разную длину углеводородной цепочки, значение K флотации меняется от максимального значения $K_{общ} = ZK$ при $t=0$ до минимального и является надежным критерием контроля хода флотации. С практической целью можно производить расчет по наиболее труднофлотируемой группе флотоагрегатов ПАВ, начиная с 2–3 мин.

$$\ln C_{ПАВ}^1/C_0 = -\ln a_n - K_n t. \tag{8}$$

Второй тип. На кривой 2 (рис. 7) скорость флотации в начале процесса минимальна, затем резко возрастает, т.е. процесс пенообразования практически не начинается со времени $t=0$. Это связано с тем, что термодинамическое равновесие на границе раздела фаз наступает после инкубационного периода для перестройки и формирования флотоактивных агрегатов ПАВ

$$\ln C_{ПАВ}^1/C_0 = -K(t-t_0), \tag{9}$$

здесь $t_0=0$.

Третий тип. Кривая 3 (рис. 7) описывает характер флотации агрегатов коллоидной или молекулярной степени дисперсности, близких по размерам или имеющих близкие флотационные характеристики. При этом скорость диффузии их к пузырьку воздуха соизмерима и параметр K линейно зависит от t .

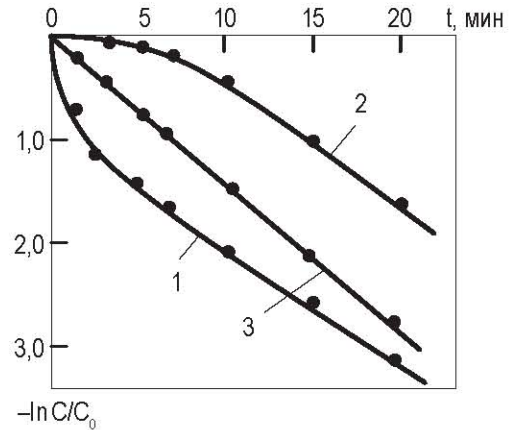


Рисунок 7 – Кинетика извлечения ПАВ в пену:
 1 – рН=10,8, АБДМ 100 мг/дм³; 2 – рН=5; 50 мг/дм³ ДБСNa;
 3 – рН=0,7; 100 мг/дм³ АТМ

Для описания криволинейного участка начала флотации (рис. 7, кривая 1) использовано полуэмпирическое уравнение зависимости константы скорости флотации как функции времени в виде степенного ряда

$$\lg 1/1-\epsilon = Kt + at^2 + bt^3 + \dots + mt^n. \tag{10}$$

Здесь K характеризует начальную скорость флотации, а коэффициенты a, b, m – степень отклонения от предельного уравнения. В области, где неприменимо степенное уравнение, применяют выражение: $\ln C/C_0 = -\ln a - Kt$. Таким образом, с помощью двух уравнений можно определить весь интервал продолжительности флотации. Уравнение (10) позволяет находить параметр K при $t=0$ и оценить изменение K на любом отрезке времени, так как

$$d \lg (\epsilon_m / \epsilon_m - \epsilon) / dt = K_0 - 2at + 3bt^2 + \dots + mnt^{m-1}. \tag{11}$$

Это возможно изобразить графически, проводя касательную к кривой $\lg \epsilon_m / (\epsilon_m - \epsilon) = f(t)$. Влияние рН на кинетику перехода ПАВ в пену представлено на рис. 8 и в табл. 2. Все приведенные в табл. 2 значения K относятся к интервалу времени, начиная с 3 мин, т.е. для установившегося процесса. При определенных концентрациях кислоты или щелочи образуются мицеллы ПАВ, что снижает скорость диффузии их к пузырькам воздуха, поэтому в очень кислой или щелочной средах величина K снижает-

ся. Влияние вида электролита на скорость процесса приведено на рис. 9.

Количественная зависимость скорости процесса от температуры определяется уравнением Аррениуса

$$K=Ae^{-E/RT} \text{ или } \ln K = \ln A - E/RT, \quad (12)$$

где K – константа скорости при некоторой температуре; T – абсолютная температура; R – газовая постоянная; A – эмпирическая константа; E – энергия активации.

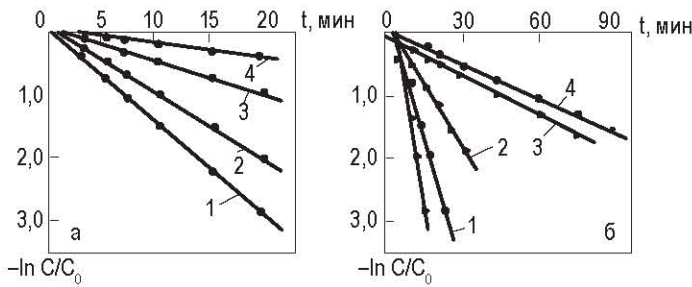


Рисунок 8 – Кинетика извлечения ПАВ в пену в зависимости от pH раствора:

- а) – 100 мг/дм³ АТМ; 1 – 0,7; 2 – 2,0; 3 – 6,4; 4 – 11,4;
- б) – 50 мг/дм³ ДБСNa: 1 – 0,3; 2 – 2,1; 3 – 5,0; 4 – 10; 5 – 12,9

Таблица 2 – Зависимость скорости извлечения ЧАО в пену $K \cdot 10^{-3} \text{ с}^{-1}$ от величины pH раствора

n	pH					
	1,7	3,2	4,1	7,1	10,5	12,5
14	1,83	3,85	5,15	1,53	2,02	2,84
15	11,90	9,52	5,20	1,79	2,03	3,12
16	8,33	4,8	2,42	3,36	6,27	6,37
18	3,34	2,3	1,65	0,81	1,33	1,77

Здесь E характеризует энергию разрыва гидратной оболочки вокруг пузырька воздуха флотокомплексами ПАВ. Результаты исследований позволяют сделать практические выводы, прогнозировать поведение ПАВ в изученных процессах и степень очистки ПС от ПАВ. Флотация наиболее применима при содержании ПАВ $>40 \text{ мг/дм}^3$, $\text{pH} < 3,0$ или $> 9,0$ (при малом содержании солей). Рост солесодержания до $30\text{--}50 \text{ г/дм}^3$ (нейтральные растворы) повышает степень извлечения ПАВ. Ее можно рассчитать по $S=A+B \lg C$. Средние значения констант A и B для всех изученных ПАВ (в ПС – неизвестные соли с известным общим солесодержанием): $A_{\text{cp}}=93$; $B_{\text{cp}}=7,06$. Степень извлечения ПАВ – $80\text{--}99 \%$.

Методика расчета степени очистки [2–5] может быть показана на следующем примере. Характеристика сточных вод: $C_{\text{AB}}=100 \text{ мг/дм}^3$; $\text{pH}=8$; солесодержание – 10 г/дм^3 . При минимальном ($<1 \text{ г/дм}^3$) солесодержании $S \leq 60 \%$. При солесодержании 10 г/дм^3 извлечение опре-

деляется по уравнению: $S=93,0+7,06 \lg 0,1$. Для часто присутствующих в ПС NaCl , NH_4Cl , Na_2SO_4 , CaSO_4 , Na_2HPO_4 с.м.м. $\approx 100 \text{ г}$. Степень извлечения – 86% , остаточное содержание ПАВ $\sim 15 \text{ мг/дм}^3$.

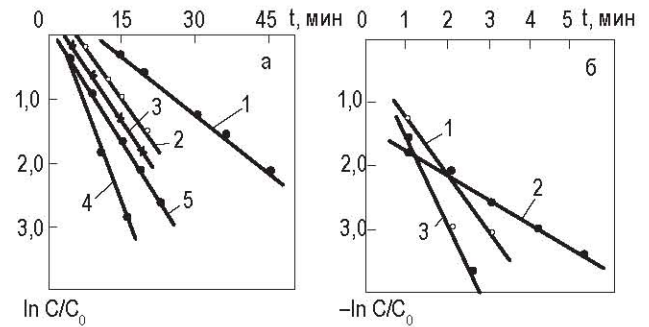


Рисунок 9 – Кинетика извлечения ПАВ в пену в присутствии $0,1 \text{ моль/дм}^3$ соли в растворе:

- а) – 50 мг/дм^3 ДБСNa, $\text{pH}=5,6\text{--}6,0$: 1 – LiCl ; 2 – NaCl ; 3 – KCl ; 4 – CaCl_2 ; 5 – AlCl_3 ; б) – 50 мг/дм^3 ЧАО, $\text{pH}=6,8\text{--}7,0$: 1 – NaCl ; 2 – CaCl_2 ; 3 – Na_3PO_4

Принципиальная технологическая схема промышленной установки очистки ПС от ПАВ приведена на рис. 10.

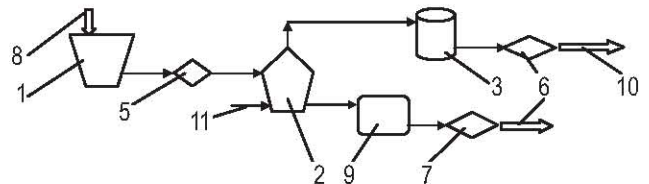


Рисунок 10 – Принципиальная технологическая схема установки очистки ПС от ПАВ:

- 1 – приемный резервуар; 2 – флотоколонна; 3 – пенный продукт; 4 – очищенная вода; 5–7 – насосы перекачки стоков, пенного продукта и очищенной воды; 8 – стоки, содержащие ПАВ; 9 – очищенная вода в оборотный цикл; 10 – пенный продукт на сжигание; 11 – сжатый воздух

ВЫВОДЫ

В результате проведения комплексных исследований процессов очистки производственных сточных вод от ионогенных ПАВ методом ионной флотации определены основные технологические параметры процессов.

Определены зависимости степени перехода ПАВ в пенную фракцию от pH среды, концентрации ПАВ и минеральных солей в сточных водах.

Предложена принципиальная технологическая схема установки, позволяющей извлечь ПАВ из ПС при оптимальных технологических параметрах практически полностью.



БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. **Гольман, А.М.** Ионная флотация / А.М. Гольман. – М. : Недра, 1982. – 142 с.
2. **Касимов, А.М.** Малоотходные и энергосберегающие технологии в производстве редких и тяжелых цветных металлов / А.М. Касимов. – М. : Metallurgia, 1990. – 112 с.
3. **Касимов, А.М.** Управление промышленными отходами : уч. пособ. В 2 кн. Кн. 2. Технологии обезвреживания и утилизации промышленных отходов / А.М. Касимов. – Х. : Оригинал, 2000. – 288 с.
4. **Березюк, В.Г.** Очистка сточных вод с применением поверхностно-активных веществ / В.Г. Березюк, О.В. Евтюхова, А.М. Касимов. – М. : Metallurgia, 1997. – 104 с.
5. **Касимов, А.М.** Разработка способов очистки металлосодержащих сливных вод с использованием химически активных реагентов / А.М. Касимов, О.В. Голощапов // Вестник НТУ «ХПИ». – 2004. – Вып. 37. – С. 122–129.

Поступила в редакцию 15.04.2011

Розглянуто основні параметри процесів вилучення іонногенних поверхнево-активних речовин (ПАР) з виробничих стічних вод методом іонної флотації. Визначено залежності ступеня переходу ПАР у пінну фракцію від рН середовища, концентрації ПАР і мінеральних солей у стічних водах.

The basic process parameters of extracting ionic surfactants from industrial waste waters by ion flotation are considered. Dependences of transition of surfactant into the foaming fraction on environment pH, concentration of surfactant and mineral salts in waste waters are determined.