

Рис. 3. Принципова технологічна схема очищення стоків від іонів амонію із застосуванням природних дисперсних сорбентів: В-1 - В-6 – регулювальні вентиля; Ш-1, Ш-2, - шнековий транспортер; Д-1 – ваговий дозатор; Р-1 – реактор з мішалкою; Н-1, Н-2 – насос; О-1 освітлювач

Після закінчення стадії очищення води (тривалість якої визначається виходячи із отриманих нами кінетичних залежностей), пульпа через регулюючий ventиль В-2 поступає в освітлювач О-1 у якому проходить освітлення суспензії. Освітлена питна вода насосом Н-2 подається в схему водопостачання.

Осад з використанням сорбентом з освітлювача О-1 поступає на шнековий транспортер Ш-2, звідки подається на утилізацію, яка може здійснюватись шляхом подальшого використання для облаштування захисних екранів, використанням як добрив та в інших цілях. Таким чином запропонована технологія може використовуватись з ціллю очищення питної води від іонів амонію в схемах водопостачання невеликої потужності, зокрема в сільській місцевості, де питна часто забруднюється іонами амонію стоками від тваринницьких ферм. Це дозволить підвищити рівень екологічної безпеки територій та забезпечити належний рівень здоров'я населення України.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води/ Вища школа, К.: 2005.-671 с.
2. Брек Д. Цеолитовые молекулярные сита.- М.: Мир, 1976.-778 с.
3. Яременко Л.В., Ершов А.В., Лебеда Л.В. Использование природных цеолитов для доочистки сточных вод//Сообщ.- Республ.научн.-практ.конф. "Использование природных цеолитов Сокирницкого месторождения в народном хозяйстве".-Виноградно: НИИТЭХИМ.- 1991.-С.39-40.
4. Екологія Львівщини 2009/Бюлетень Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Львівській області, 2009. – 83 с.

УДК 66.021.2.081.3: 546.76

**Мальований М.С. (Україна, Львів), Сакалова Г.В. (Україна, Вінниця),  
Василінич Т.М. (Україна, Вінниця)**

### **ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ ХРОМУ АДСОРБЦІЄЮ НА ПРИРОДНИХ СОРБЕНТАХ**

#### **Вступ**

Забруднення стічних та поверхневих вод іонами калію та хрому залишається серйозною екологічною проблемою, яка не має на сьогоднішній день достатньо ефективного вирішення. Не дивлячись на велику кількість наукових досліджень, розроблені на їх основі технології не знайшли широкого застосування, тому що є недостатньо досконалими та не дають можливості досягти необхідної глибини очищення..

Існує велика кількість методів очищення стічних вод, проте кожен із методів має свої недоліки. Так, до недоліків екстракційних методів відносять складність технологічної схеми, більшість вживаних екстрагентів в тій чи іншій мірі розчиняються в оброблюваній воді. Недоліком методу осадження є поява в розчинах великої кількості йонів  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ; методів іонообмінного очищення стічних вод – невисока робоча обмінна ємність

іонообмінного матеріалу; коагуляційного методу – утворення невідновлюваних відходів та низький ефект очистки від органічних домішок.

Останнім часом значну увагу дослідників привертають адсорбційні методи очищення стоків від забруднювачів, зокрема із застосуванням природних дисперсних сорбентів. Перевагами застосування цих адсорбційних матеріалів є:

- природні сорбенти широко розповсюджені в Україні;
- природні сорбенти є доступним, недорогим матеріалом;
- адсорбційні технології з використанням природних дисперсних сорбентів забезпечують високу ступінь очищення;
- відпрацьований природний адсорбент необхідно утилізувати шляхом застосування в технологіях отримання інших продуктів, він не потребує регенерації [1].

Ряд виробництв скидає стічні води, які містять солі хрому(III) або хромової кислоти: гальванічні цехи машинобудівних, приладобудівних автомобільних, авіаційних заводів і т.п., цехи текстильних підприємств, шкіряні заводи, на яких проводять хромове дублення, хімічні заводи, які випускають хромпик та хромові квасці та ін. Як правило, стічні води різноманітних виробництв містять іони не лише хрому. Зокрема, найбільш концентровані стічні води шкіряно-хутрового виробництва відносять до дубильних та після дубильних процесів. Після хромового дублення стічні води мають синьо-зелений колір, іноді з голубоватим відтінком, сильно каламутні, містять велику кількість речовин, що повільно осідають. Відпрацьовані рідини від процесу дублення – нейтралізації в найбільшій кількості містять солі хрому(III), натрію або ж калію[2].

**Метою** роботи є розробка процесу очищення стічних вод від іонів хрому(III) на природному адсорбенті – глауконіті, який би дозволив максимально знешкодити шкідливі речовини у стічних водах виробництва.

Глауконіт (від грец. *Glaukos* – блакитно-зелений) – мінерал класу силікатів (групи гідроліду),  $(K, Na, Ca)(Fe^{3+}, Al, Fe^{2+}, Mg)_2[Al_xSi_{4-x}O_{10}](OH) \cdot nH_2O$ , де  $x \leq 1$ ,  $n=1-2$ . Вміст компонентів коливається в широких межах:  $SiO_2$  – 44 – 56%;  $Al_2O_3$  – 3 – 22%;  $Fe_2O_3$  – 0 – 27%;  $FeO$  – 0 – 8%;  $MgO$  – 0 – 10%;  $K_2O$  – до 10%;  $H_2O$  – 4 – 10%.

Мінеральний сорбент глауконіт Адомівської групи родовищ Хмельницької області являє собою природні піски, що містять 50 – 70% мінералу глауконіту. Глауконітові мікроконкреції мають ефективну питому поверхню, високу ємкість катіонного обміну та ємкість моношару. Властивості глауконіту:

- ефективна питома поверхня – 112 мг/г;
- ємкість катіонного обміну природного глауконіту – 15 мг-моль/л,
- активованого 5 – 20%-ю сульфатною кислотою ( $H_2SO_4$ ) – 17,0 – 6,6 мг-моль/л;
- ємність моношару природного глауконіту – 1,73 ммоль/г, активованого 5 – 25%-ю сульфатною кислотою ( $H_2SO_4$ ) – 1,85 – 2,84 ммоль/г.

Застосування глауконіту дозволяє видалити із забруднених вод радіоактивні ізотопи (на 65 – 98%), важкі метали  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Sb^{3+}$  (94,8 – 100%),  $Cr^{3+}$ ,  $As^{3+}$  (33,6 – 33,8%), ефективно очищувати промислові стоки також від завислих речовин, поверхнево-активних речовин, гербіцидів, пестицидів, фенолів, текстильних фарбників тощо.

Окрім переліченого, вельми привабливою особливістю застосування глауконіту є його пролонгована дія та максимально низький відсоток десорбції (2 – 8%), тобто відпадає потреба в утилізації продукту очищення[3].

#### Матеріали та методи. Результати та їх обговорення

Експериментальна частина даної роботи полягала у визначенні залишкової концентрації хрому(III) при поглинанні різних концентрацій іонів хрому у воді однаковим шаром адсорбенту і при поглинанні однакових концентрацій іонів хрому різними шарами адсорбенту при кімнатній температурі, а також при температурах 40°C та 60°C.

Було визначено залишкову концентрацію іонів трьохвалентного хрому у випадку, якщо на однаковому шарі адсорбенту поглинається стічна вода з різною концентрацією іонів хрому(III) при кімнатній температурі.

В таблиці 1 наведені результати зміни залишкової концентрації хрому(III) у пробах зі стічною водою від часу за кількості адсорбенту 20 г і при кімнатній температурі.

**Таблиця 1 – Зміна концентрації хрому(III) у пробах від часу (кількість адсорбенту становить 20 г,  $t=20^\circ C$ )**

Час, год	Початкова концентрація іонів хрому(III), г/л				
	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5
	Залишкова концентрація хрому (III), г/л				
1	0,161	0,408	0,813	1,349	1,782
2	0,069	0,332	0,606	0,888	1,280
3	0,017	0,256	0,554	0,773	1,162
4	–	0,121	0,389	0,623	0,882
5	–	0,009	0,174	0,406	0,658
6	–	0,008	0,172	0,404	0,657

Як свідчать представлені результати, незалежно від концентрації, максимальне поглинання досягається за 5 – 6 годин. При високих концентраціях іонів хрому (1,5 – 2,5 г/л) максимальне поглинання відбувається

впродовж перших двох – трьох годин; при більш низьких концентраціях іонів хрому (0,5 – 1,0 г/л) у стоках процес адсорбції відбувається рівномірно за часом і прямує до нуля.

Як при 40°C, так і при 60°C максимальне поглинання іонів хрому зі стоків відбувається впродовж перших двох годин, причому між температурою стоків і залишковою концентрацією іонів хрому існує прямо пропорційна залежність: чим вища температура, тим швидше поглинаються іони хрому і, відповідно, тим менша їх концентрація залишається в стоках. Отже, температурний інтервал від 20°C до 60°C можна вважати оптимальним для проходження процесу адсорбції іонів хрому(III) зі стічних вод на природному сорбенті глауконіті.

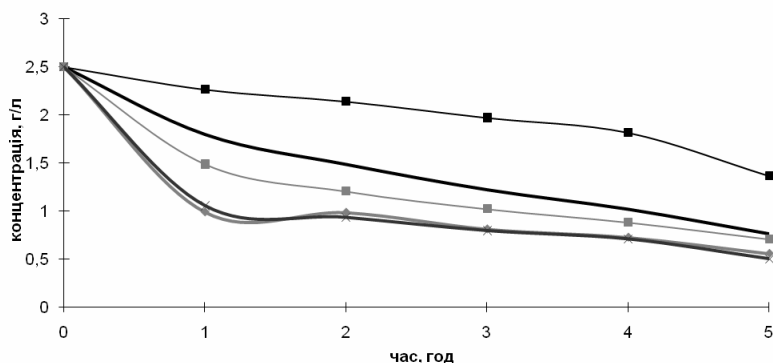


Рис. 2. Зміна концентрації хрому(III) у пробах від часу (початкова концентрація іонів хрому(III) становить 2,5 г/л, t=20°C)

Кількість адсорбенту: —■— 10 г; —■— 20 г; —■— 30 г;  
—◆— 40 г; —\*— 50 г

Було визначено залишкову концентрацію іонів трьохвалентного хрому у випадку, якщо на різних шарах адсорбенту поглинається стічна вода з однаковою концентрацією іонів хрому(III) при кімнатній температурі. За результатами вимірювань побудовано графік залежності залишкової концентрації хрому(III) у пробах зі стічною водою від часу за початкової концентрації іонів хрому(III) 2,5 г/л і при кімнатній температурі (рис.2). Як свідчать результати експерименту, незалежно від кількості адсорбенту максимальне поглинання досягається за 5 годин.

При великих кількостях адсорбенту (30 – 50 г) максимальне поглинання відбувається впродовж першої години; при менших кількостях адсорбенту (10 – 20 г) процес адсорбції проходить рівномірно за часом. Причому залежність між кількістю адсорбенту і залишковою концентрацією іонів хрому у стоках прямо пропорційна: чим більша кількість адсорбенту, тим швидше відбувається поглинання іонів хрому. При визначенні залишкової концентрації через 24 години іони хрому виявлені лише в пробі з найменшою кількістю адсорбенту (10 г).

У процесі приготування дубильних речовин крім сполук хрому використовуються також сполуки калію[2]. Протікає наступна реакція:



де R – відновник.

Як видно з реакції 1 іони хрому співвідносяться з іонами калію як 1:1, тому для дослідження сорбції іонів калію на глауконіті брали стічні води, з рівними концентраціями іонів хрому та калію, а саме 2,5 г/л.

Було визначено залишкову концентрацію іонів калію у стічних водах у випадку, якщо на різних шарах адсорбенту (10 – 50 г) поглинається стічна вода з концентрацією іонів калію та хрому 2,5 г/л. Результати досліджень наведені в табл. 2.

**Таблиця 2 – Концентрація іонів калію (мг/л) у стічних водах**  
(шар адсорбенту становить 10 – 50 г, початкова концентрація іонів калію 2,5 г/л)

Час	Шар адсорбенту, г				
	10	20	30	40	50
1 год	10,41	10,47	10,74	13,5	13,58
5 год	7,36	8,22	10,11	10,43	10,47
24 год	3,8	5,25	5,33	7,75	8,61

Як свідчать результати експерименту, концентрація іонів калію зменшується з часом, тобто відбувається їх сорбція із стічних вод глауконітом.

За допомогою полумінового автоматичного фотометра «ПАЖ – 3» було визначено залишкову концентрацію іонів калію у стічній воді, що поглинається на максимальному шарі адсорбенту, а саме 50 г, при максимальній початковій концентрації іонів калію 2,5 г/л. Також було визначено залишкову концентрацію іонів хрому у цій самій стічній воді титриметричним методом. Результати досліджень наведені в табл. 3.

**Таблиця 3 – Концентрація іонів калію K<sup>+</sup> та хрому Cr<sup>3+</sup> (мг/л) у стічних водах**  
(шар адсорбенту становить 50 г, початкова концентрація іонів калію та хрому 2,5 г/л)

Час	Концентрація іонів калію K <sup>+</sup>	Концентрація іонів хрому Cr <sup>3+</sup>
1 год	8,06	1,955
24 год	7,58	0,526

Згідно досліджень, концентрація іонів калію  $K^+$  та іонів хрому  $Cr^{3+}$  зменшується з часом, тобто відбувається їх сорбція із стічних вод глауконітом, причому сорбція іонів хрому відбувається дещо краще, оскільки залишкова концентрація іонів хрому менша.

### Висновки

Перспективність та ефективність застосування природних мінеральних сорбентів, зокрема глауконіту для очищення стічних вод підтверджується його перевагами перед іншими сорбентами, а саме: вони виграють у доступності, собівартості, в можливості регенерації та багаторазового використання. Проведені дослідження підтвердили доцільність застосування природних глауконітів для очищення стічних вод від іонів хрому(III) і калію та можливість застосування теорії мономолекулярної адсорбції для розрахунку процесу.

Експериментальні дослідження показують, що незалежно від концентрації іонів хрому в стічних водах шкіряного виробництва максимальне поглинання відбувається за 5 – 6 годин. З підвищенням температури від 20°C до 60°C швидкість поглинання іонів хрому(III) зростає в 1,5 рази. Встановлена залежність між кількістю адсорбенту та залишковою концентрацією іонів хрому в стоках, а саме: чим більша кількість адсорбенту, тим швидше поглинаються іони хрому. Визначено числове значення адсорбційної ємності, що складає 927 м<sup>2</sup>/г.

### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Запольський А.К., Мішкова-Клименко М.А., Астрелін І.М. та ін. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
2. Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод: учебник для студентов ВУЗов. – Изд. 4-е, доп. и перераб. – М., 2006. – 704 с.
3. Когановский А.М. Адсорбция и ионный обмен в процессах водоподготовки и очистки сточных вод. – К.: Наукова думка, 1983. – 236 с.

УДК 532.63

Радовенчик Я.В., Гомеля М.Д. (Україна, Київ)

### НАУКОВІ ЗАСАДИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ МАТЕРІАЛАМИ З КАПІЛЯРНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ

Одним з перспективних напрямків в процесах водоочистки та водопідготовки є використання фізичних явищ. Найбільш цікавим, з цієї точки зору, є так званий капілярний ефект, використання котрого дозволяє розробляти прості, автономні, енергоощадні та високоефективні системи очищення природних та стічних вод. Проведений огляд наукових публікацій в даній галузі не виявив розробок з використанням в технологіях очистки води матеріалів з капілярними властивостями. З іншого боку, не виявлено і публікацій, котрі б заперечували таке використання.

В попередніх роботах нами була обґрунтована можливість та доцільність використання явища капілярного підйому рідини для процесів очищення води від твердих часток та нафтопродуктів [1].

Метою нашої роботи було теоретичне обґрунтування та практичне підтвердження математичних залежностей основних складових, що описують процес фільтрування з використанням капілярних матеріалів. Отримані результати дозволили отримати ряд основних математичних закономірностей, використовуючи котрі, можна теоретично розрахувати основні параметри та характеристики для капілярних матеріалів. Використання отриманих закономірностей дозволяє визначити ключові параметри при виборі капілярного фільтру.

Капілярний ефект передбачає підняття стовпчика рідини по трубках незначного діаметру (капілярах) під дією сил поверхневого натягу. Причому, чим менший діаметр капіляра, тим більша висота підняття рідини в ньому. Цей фізичний ефект є основним в забезпеченні нормального перебігу біохімічних процесів для більшості живих організмів, в тому числі і для людини. В загальному випадку висота (h), на яку піднімається стовпчик рідини в капілярі, визначається з рівняння [2]:

$$h = 2 \cdot \delta \cdot \cos \theta / \rho \cdot g \cdot r,$$

де  $\delta$  — коефіцієнт поверхневого натягу рідини,  $\theta$  — крайовий кут змочування рідиною стінок капіляра,  $\rho$  — густина рідини,  $g$  — прискорення вільного падіння,  $r$  — радіус капіляра.

Як видно з приведеного рівняння, при інших однакових умовах, висота підняття рідини обернено пропорційна радіусу капіляра. Зменшуючи радіус капіляра можна збільшувати висоту підняття рідини. Досить ефективно капілярні явища реалізуються, наприклад, в ґрунтах, де вода через пори може підніматися на значні відстані від дзеркала. Так, при розмірах частинок ґрунту 0,01 ÷ 0,05 мм, висота підняття води перевищує 2000 мм [3]. Разом з тим, цілком очевидно, що зменшення радіусу капіляра буде супроводжуватись зміною швидкості руху рідини в ньому, що є досить суттєвим з точки зору технології очищення води, оскільки обмежує загальну продуктивність процесу. Зважаючи на те, що до сьогодні в наукових працях оцінка таких змін не проводилась, є сенс розглянути це питання більш детально.

При заповненні капіляра рідиною, що змочує його стінки ( $\theta < 90^\circ$ ), в капілярі (в результаті взаємодії рідини з поверхнею стінок) формується ввігнута поверхня. Рух рідини в капілярі буде визначатись балансом сил