

КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ

На правах рукопису

УДК 628.16

РАДОВЕНЧИК ВЯЧЕСЛАВ МИХАЙЛОВИЧ

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ТА РОЗРОБКА МЕТОДІВ ОЧИСТКИ СІТЧНИХ
ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ МАГНІТНИХ ЧАСТИНОК ВИСКОЮ
ДИСПЕРСНОСТІ.

Спеціальність П.00.11 - охорона навколишнього середовища,
раціональне використання природ-
них ресурсів.

А В Т О Р Е Ф Е Р А Т

дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата
технічних наук.

Київ - 1994

Дисертація є рукопис.

Робота виконана на кафедрі технології целюлозно-паперових виробництв та промислової екології Київського політехнічного інституту.

- Наукові керівники: 1. доктор технічних наук, професор
ШУТЬКО Олександр Петрович
2. кандидат хімічних наук, доцент
ГОМЕЛЯ Микола Дмитрович

- Офіційні опоненти: 1. доктор хімічних наук, старший науковий співробітник АЛЕКСЕЄВ Олег Леонідович
2. кандидат технічних наук, професор
ТЕРНОВЦЕВ Віталій Омелянович

Провідна організація: Український інститут інженерів водного господарства, м.Рівне.

Захист відбудеться "15" "серезня" 1994 р. о 14³⁰ на засіданні спеціалізованої вченої ради Д.01.02.01 Київського політехнічного інституту за адресов:

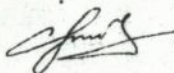
252057, м.Київ-57, проспект Перемоги 37, корп. 4, кімн. 118.

З дисертацією можна ознайомитися у бібліотеці Київського політехнічного інституту.

Автореферат розісланий "10" "лютого" 1994 р.

Відгуки на автореферат у двох примірниках за підписом, затвердженням печаткою, прохання надсилати за адресов:
252057, м.Київ-57, проспект Перемоги, 37, КПІ, Вчена рада.

Вчений секретар спеціалізованої
вченої ради



Срібний Л.Г.

ЛНБ України ім.В.Стефаніка



00756736 (Y)

IV - 20.20 I

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ.

Актуальність роботи. Забруднення навколишнього середовища останнім часом настільки зросло, що загрожує людству екологічною катастрофою. До найбільш шкідливих та небезпечних викидів техногенної діяльності людини можна віднести хромати та радіоізотопи. Проблема вилучення останніх із води стала особливо актуальною після аварії на ЧАЕС, коли в водоймища потрапили дуже шкідливі радіонукліди Cs^{137} та Sr^{90} з великим періодом напіврозпаду. Хромати відрізняються від інших високою токсичністю, що знаходиться на рівні ціанідів. Незважаючи на підвищену увагу до екологічних проблем, ефективні технології для їх видалення розробляються поки що дуже повільно, а традиційні не завжди ефективні через низьку ступінь знешкодження та високі витрати на обладнання та його експлуатацію.

Одним з перспективних методів тонкої очистки стічних вод є метод з використанням магнітних частинок високої дисперсності, однак недостатня вивченість заважає широкому його впровадженню.

Мета роботи. 1. Розробка ефективного обладнання для вилучення із стічних вод феромагнітних частинок.

2. Вивчення процесів очистки стічних вод із застосуванням магнітних частинок високої дисперсності.

3. Розробка технологій очистки стічних вод від хроматів та радіонуклідів Cs^{137} , Sr^{90} .

Наукова новизна. Запропонована нова методика розрахунку швидкості рідини в порах, розроблений оригінальний метод формування пористого середовища електромагнітного фільтру. Розроблена програма для розрахунку на ПЕОМ котушок для створення постійного магнітного поля.

Вивчено залежність магнітних та сорбційних властивостей частинок від умов їх синтезу. Встановлені оптимальні параметри їх застосування в технологічних процесах.

Досліджено процеси очистки стічних вод від хроматів та радіонуклідів з застосуванням магнітних частинок високої дисперсності. Запропоновані технологічні схеми цих процесів.

Практична цінність. Запропонований ефективний електромагнітний фільтр для вилучення з рідин магнітних частинок високої дисперсності. Складена програма для розрахунку на ПЕОМ котушок для створення постійного магнітного поля. Розроблені методики одержання магнітних частинок високої дисперсності з відпрецьованих травильних розчинів. Запропоновані технологічні схеми очистки води від хроматів та радіонуклідів, котрі не збільшують вміст солей в очищених водах і потребують мінімум реагентів.

Апробація роботи. Основні результати роботи доповідались на конференціях Київського політехнічного інституту, робота по технології вилучення радіонуклідів на конкурсі Українського хімічного товариства відмічена третьою премією.

Публікації. Зміст дисертаційної роботи викладений в 7 друкованих працях. По темі дисертації отримано 1 авторське свідоцтво, подано 4 заявки на патент України.

Структура та обем роботи. Дисертаційна робота викладена на 161 сторінці і складається з вступу, чотирьох глав, висновків та додатку, включає 45 рисунків та 6 таблиць. Список літератури складається із 150 найменувань.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ.

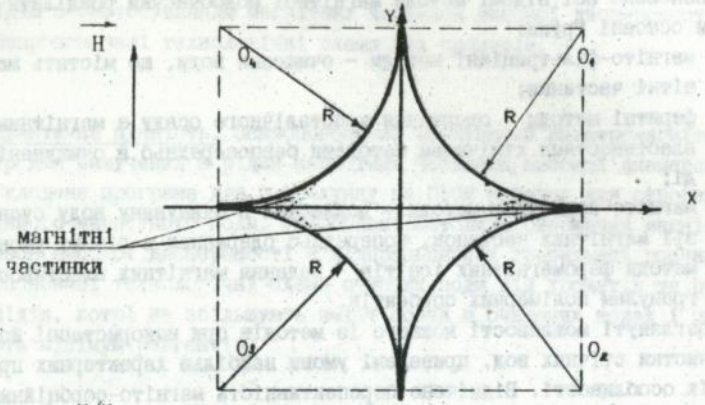
Перша глава присвячена аналізу літературних джерел про процеси водосочистки з використанням магнітного поля. В залежності від наявності магнітних частинок в воді, а також від способу їх одержання,

запропоновано всі відомі методи магнітної водоочистки розділити на чотири основні групи:

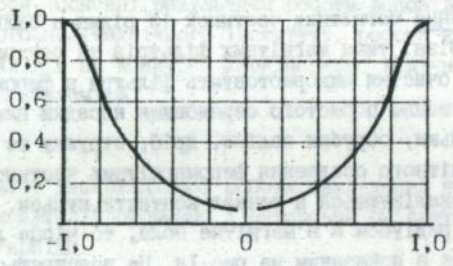
- магніто-фільтраційні методи - очищення води, що містить магнітні частинки;
- феритні методи - одержання кристалічного осаду з магнітними властивостями хімічними методами безпосередньо в очищуваній воді;
- магніто-сорбційні методи - додавання в очищувану воду суспензії магнітних частинок, попередньо одержаних в різних умовах;
- методи феромагнітних іонітів - надання магнітних властивостей гранулам полімерних сорбентів.

Розглянуті можливості кожного із методів при використанні його для очистки стічних вод, приведені умови найбільш характерних процесів, їх особливості. Відмічено перспективність магніто-сорбційних методів для тонкої очистки стічних вод.

Для вилучення магнітних частинок із рідин в більшості випадків застосовують різні типи магнітних фільтрів та сепараторів. Найчастіше для тонкої очистки використовують фільтри з феромагнітною насадкою. Для формування пористого середовища насадки використовують феромагнітні кульки, обрубки заліза, дріб, стружку та т.п. Особливістю методу магнітного осадження феромагнітних частинок є той факт, що частинки локалізуються в точках контакту кульок. Якщо помістити чотири кульки радіусом R в магнітне поле, то місце локалізації частинок співпадає з показаним на рис. 1а. Це пояснюється тим, що магнітні сили, котрі діють на магнітну частинку в різних місцях поперечного перерізу пори різні, і визначаються магнітною проникністю (μ) простору між двома кульками. Як видно з рис. 1б, вона максимальна в точках контакту кульок і мінімальна в центрі поперечного перерізу пори. Відомо, що процес осадження феромагнітних частинок в магнітних полях визначається в основному двома конкуруючими силами - магнітною та стоксовою. Розрахунки величини магнітної сили достатньо відпрацьовані і не потребують пояснень. Стоксова сила, або сила опору рухомої рідини, пропорційна швидкості рідини. Звичайно швидкість рідини (v) визначають на основі рішення класичної задачі про швидкість рідини, що обтікає самітню кульку без врахування впливу сусідніх кульок. Нами розраховано на основі законів гідромеханіки профіль швидкості рідини в порах між чотирма кульками. Ця залежність показана на рис. 1в. Як бачимо, швидкість максимальна в центрі попереч-



μ/μ_{\max}



v/v_{\max}

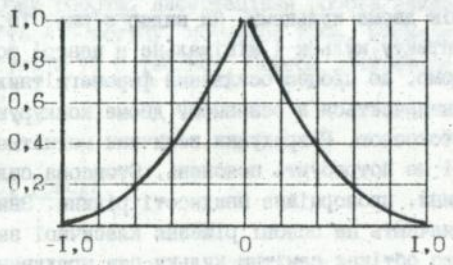


Рис. 1. До розгляду сил, що діють на магнітну частинку в порях електромагнітного фільтру.

ного перерізу пори і зменшується в напрямку поверхні кульок. Таким же чином розподіляється і величина стоксової сили. Співставляючи значення магнітної та стоксової сил в різних точках поперечного перерізу пори, можна відмітити існуюче тут протиріччя: в місцях максимального значення магнітної сили значення стоксової сили мінімальне, і навпаки. Це приводить до зниження ефективності вилучення магнітних частинок та великих затрат електроенергії. Розміщення в проміжках між основними кульками кульок меншого діаметру було мало ефективно, так як це приводить до значного збільшення кількості кульок в насадці та затрат часу на їх складання. До того ж така структура розміщення кульок зберігається лише до першого циклу регенерації феромагнітної насадки. Після регенерації структура не відновлюється, а ефективність очистки знижується. Нами розроблена феромагнітна насадка, позбавлена вказаних недоліків. В проміжки між кульками встановлюють феромагнітні стержні, як показано на рис.2. При цьому обмежується частина поперечного перерізу пори, де магнітна сила мінімальна, а стоксова - максимальна, та на $2/5$ збільшується кількість точок контакту, що підвищує ефективність вилучення магнітних частинок. Така конструкція дозволяє значно знизити затрати на первинне формування пористого середовища та відновлення його після регенерації. По наших розрахунках, ефективність кожного шару кульок такої насадки збільшується на 5%.

Самим енергоємним елементом електромагнітного фільтру є котушка. Точність її розрахунку впливає як на ефективність вилучення магнітних частинок, так і на економічну ефективність всього процесу очистки. Розрахунки котушок методом підбору - досить тривалий та трудоміємкий процес. Для спрощення та автоматизації таких розрахунків нами розроблена програма для ПЕОМ. Вона складається з трьох підпрограм. Перша підпрограма призначена для розрахунку розподілу напруженості магнітного поля в робочому об'ємі готової котушки. Друга підпрограма служить для розрахунку котушок по заданій напруженості магнітного поля. Ця підпрограма дозволяє також розраховувати котушки на задану напругу живлення. Третя підпрограма служить для розрахунку скомпенсованих котушок. Основним недоліком котушок є розмікнутість магнітного ланцюга. Це приводить до того, що напруженість магнітного поля на кінцях котушки, в залежності від співвідношення довжини до внутрішнього діаметру, може бути майже в два рази менше напруженості поля в її середині. Тому при розрахунках магнітних

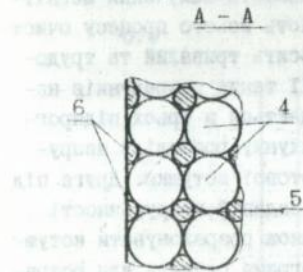
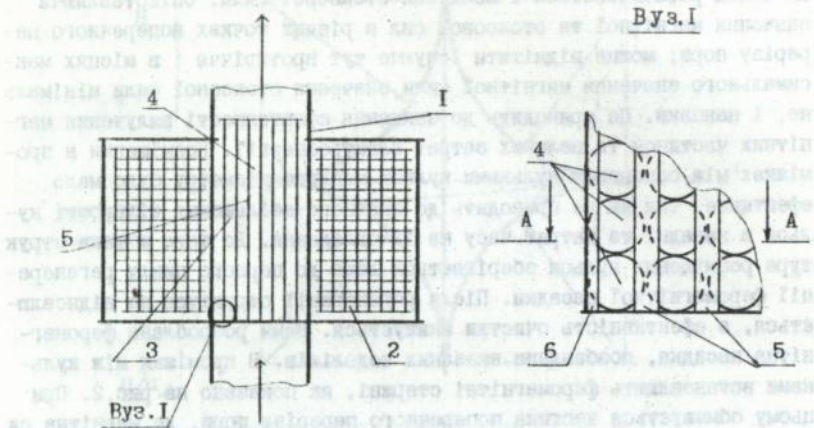


Рис. 2. Формування пористого середовища з допомогою феромагнітних стержнів:

- I - корпус;
- 2 - намагнічуєча система;
- 3 - феромагнітна насадка;
- 4 - кульки насадки;
- 5, 6 - феромагнітні стержні.

фільтрів доводиться або збільшувати довжину котушки, або підвищувати енергетичні витрати. Більш ефективним є використання конструкцій з компенсуючими котушками, оптимальні параметри яких розраховуються по запропонованій програмі.

Невідомим елементом магніто-сорбційного методу очистки стічних вод є магнітні частинки. Найбільш простим методом їх одержання є метод окислення іонів $Fe(II)$ киснем в лужному середовищі. Проведені дослідження показали, що оптимальним для даного процесу є $pH=10$. При цьому частинки мають найкращі магнітні властивості при мінімальних витратах кисню. Встановлено також, що при концентраціях іонів $Fe(II)$ в розчинах вищих 50 г/л проходить інтенсивне піноутворення, об'єм суміші збільшується в 3-4 рази, процес утворення магнетиту сповільнюється.

При отриманні магнітних частинок із двокомпонентних розчинів значно скорочується тривалість технологічного циклу. При осадженні магнетиту із суміші розчинів іонів $Fe(II)$ та $Fe(III)$ осади, що одержані при співвідношенні їх концентрацій $K = [Fe(II)]/[Fe(III)] = 0.01 - 3.0$ мають магнітні властивості. Максимальну магнітну сприйнятливості мають осади, одержані при $K=0.5$. При використанні суміші розчинів іонів $Fe(II)$ та $Cu(II)$ діапазон співвідношень їх концентрацій $[Fe(II)]/[Cu(II)]$, при яких осади мають магнітні властивості лежить в межах від 1 до 10, а при використанні суміші розчинів іонів $Fe(II)$ та $Cr(VI)$ - від 5 до 25. Максимальна магнітна сприйнятливості в першому випадку отримана при співвідношенні $[Fe(II)]/[Cu(II)] = 4.0$, в другому - $[Fe(II)]/[Cr(VI)] = 13.2$. При цьому виявлено, що існує пряма залежність між магнітними властивостями частинок та густиною осаду, одержаного при постійній загальній концентрації іонів металів.

Незважаючи на те, що на сьогодні досліджено досить багато методів очистки стічних вод з використанням магнітних частинок, не визначені чітко граничні параметри, при яких застосування цих частинок не приводить до погіршення процесів очистки. Нами показано, що на діапазон застосування магнетиту впливає pH середовища. При $pH < 4$ проходить розчинення магнетиту і перехід іонів заліза в очищувану воду. При цьому ступінь розчинення залежить від співвідношення K при осадженні магнетиту. Для магнетитів, одержаних при $K=1.8$ ступінь розчинення на порядок вища, ніж для магнетитів, одержаних при $K=0.5$. На ступінь розчинення впливає також і час старіння магнетиту. Розчинність магнетитів, термін витримки яких після осадження не перевищує

вав одної години вища, ніж тих, котрі мали більший термін витримки. Причому, при збільшенні цього проміжку з 1 до 24 годин, концентрація іонів заліза, що переходили в розчин, залишалась постійною. Встановлено також, що з підвищенням температури концентрація іонів заліза в розчині збільшується тільки при $pH < 4$.

Сорбційні характеристики магнетиту в значній мірі залежать від співвідношення концентрацій іонів заліза K при його отриманні. При дослідженні процесу виділення із води метиленового синього з застосуванням магнетиту, отриманого при $K=0,5$, ступінь видалення $A = (C_{II} - C_3) / C_{II}$, де C_{II} та C_3 - початкова та залишкова концентрації речовини, що виділяється і однакова в діапазоні $pH=3-11$ і досягає лише $37 \pm 2\%$ (крива 1 рис.3). При $K \geq 1,8$ та при $pH > 7$ сорбційні властивості магнетиту по відношенню до метиленового синього зростають в 2 рази. Це можна пояснити тим, що при $K=1,8$ на поверхні частинок збільшується концентрація $Fe(II)$ по відношенню до іонів $Fe(III)$, що приводить до підвищення електронегативного заряду їх поверхні та здатності захвату катіонактивних молекул метиленового синього.

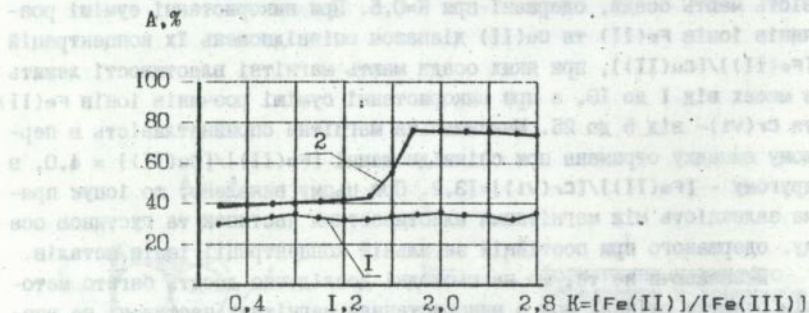


Рис.3. Залежність ступеню видалення метиленового синього від співвідношення концентрацій K :
1- при $pH=5,0$; 2- при $pH=8,0$.

Крім співвідношення K на сорбційні властивості магнітних частинок впливає також час їх витримки після синтезу. При витримці магнетиту протягом 1-288 год з моменту його отримання при $K=0,4$ (близько до природного магнетиту) його сорбційні характеристики практично не змінюються як в кислому (крива 1, рис.4), так і в лужному (кри-

ва 2, рис.4) середовищі. При використанні магнетиту, отриманого при співвідношенні $K=2,0$ ступінь видалення метиленового синього збільшується із збільшенням часу витримки магнетиту перед його застосуванням в кислому середовищі (крива 3, рис.4), і зменшується в лужному середовищі (крива 4, рис.4). При цьому ступінь очистки від метиленового синього як в кислому так і в лужному середовищі наближається в кінцевому результаті до значень, близьких отриманим при співвідношенні $K=0,4$. Таку зміну сорбційних властивостей можна пояснити тим, що з часом проходить окислення заліза (II) та завершується формування кристалічної решітки магнетиту і його структура наближається до структури природного. Зниження ступеня очистки від метиленового синього в кислому середовищі, можливо, обумовлене процесом десорбції барвника в присутності надлишку протонів.

Слід також відмітити, що на сорбційні властивості магнетиту в значній мірі впливає співвідношення K , і практично не впливає величина сумарної концентрації іонів заліза. При зміні концентрації іонів заліза в процесі одержання магнетиту в 10 разів його сорбційні характеристики залишаються постійними.

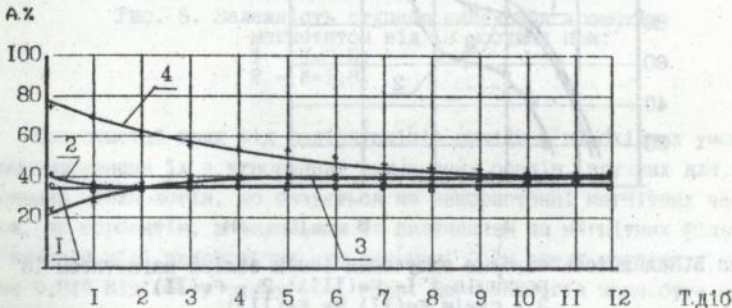


Рис.4. Залежність ступеня видалення метиленового синього від періоду витримки магнетиту при:

- 1 - $K=0,4$, $pH=5$;
- 2 - $K=0,4$, $pH=8$;
- 3 - $K=2,0$, $pH=5$;
- 4 - $K=2,0$, $pH=8$.

В зв'язку з тим, що в сильноокислому середовищі проходить розчи-

нення магнетиту і перехід іонів заліза в розчин, було вивчено можливість використання його для видалення цих іонів. Встановлено, що іони заліза (III) можуть бути повністю видалені до ГДК при співвідношенні концентрацій магнетиту та іонів $Fe(III)$ як 10:1 і більше. При цьому рН середовища не повинно бути нижче 4. При видаленні іонів $Fe(II)$ це співвідношення зберігається, але границя рН підвищується до 7. В випадку вилучення іонів заліза задовільні результати отримано лише при вилученні гідролізованих форм. При обробці магнетитом розчинів, що містять як іони заліза (II), так і іони заліза (III) наявність останніх значно поліпшує видалення іонів заліза (II), а оптимальні умови залежать від співвідношення концентрацій обох форм. Мабуть, в цьому випадку, в присутності іонів заліза (II) та (III) можлива добудова кристалічної решітки магнетиту з участю цих іонів при рН, нижче оптимальних для утворення магнетиту (крива 3, рис. 5).

AZ

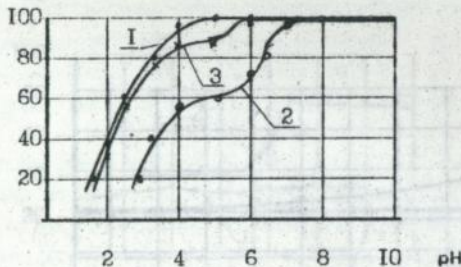


Рис.5. Залежність ступеня вилучення іонів заліза магнетитом із розчинів: 1 - $Fe(III)$; 2 - $Fe(II)$; 3 - суміш $Fe(II)$ та $Fe(III)$.

При застосуванні магнітних частинок для вилучення хроматів встановлено, що при використанні магнетиту, синтезованого при $K=0,5$, досягнути задовільних результатів не вдається навіть при використанні його в концентраціях, що в 40 і більше разів перевищують концентрацію хромату (рис.6, крива I). При використанні магнетиту, синтезованого при $K=1,8$ при співвідношенні концентрацій магнетиту та хро-

матів 20:1 залишкова концентрація хроматів нижче ГДК (рис.6, крива 2). Причому, час, необхідний для проведення цього процесу не перевищує 1-2 хв. Найбільш придатними умовами є $\text{pH} > 6-7$. Очевидно, Cr(VI) спочатку відновлюється надлишком іонів Fe(II) до Cr(III) , а потім включається в кристалічну решітку магнетиту. Необхідно також відмітити, що регенерації такий магнетит не піддається.

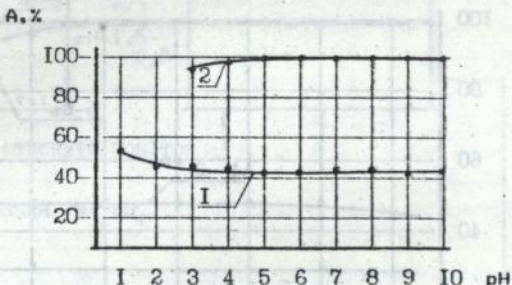


Рис. 6. Залежність ступеню вилучення хроматів магнетитом від pH розчину при:

- 1 - $K=0,5$;
2 - $K=1,8$.

При очищенні води від радіонуклідів однією з необхідних умов є концентрування їх з утворенням компактних осадів, зручних для захоплення. Технологія, що ґрунтується на використанні магнітних частинок, як сорбентів, з подальшим їх вилученням на магнітних фільтрах, в значній мірі задовольняє цим вимогам. Об'єм осаду магнетиту складає 0,01% від об'єму очищуваної води. Ця технологія може бути ефективною при високій сорбційній здатності магнітних частинок. При використанні магнетиту, одержаного при $K=0,5$, його сорбційна здатність по відношенню до ізоотопів Cs^{137} та Sr^{90} досить низька (рис.7, криві 1,2). Дещо кращі результати отримані при використанні магнетиту з $K=1,8$ (рис.7, криві 3,4). Однак, і в цьому випадку ефективність вилучення ізоотопів недостатня. Хороші результати отримані при використанні як добавки фероціаніду заліза. При введенні в розчин фероціаніду заліза в концентрації до 20 мг/л і магнетиту до 460 мг/л за-

лишкова активність води по ізотопах Cs^{137} та Sr^{90} не перевищує рівнів, допустимих для питної води. При цьому ступінь очистки не залежить від співвідношення K при отриманні магнетиту, а початкова активність ізотопів Cs^{137} та Sr^{90} в воді може бути в діапазоні від 10 до 2000 Бк/л. Час сорбції ізотопів не перевищує 10 хв. Залишкові концентрації іонів $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$ значно нижчі ГДК.

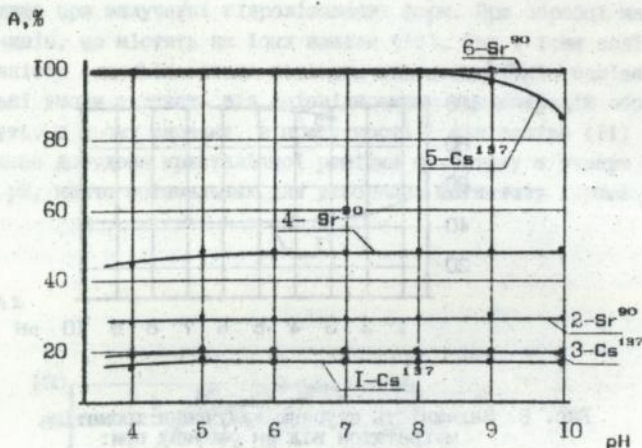


Рис.7. Залежність ступеня вилучення радіоізотопів після обробки магнетитом від pH:
 1,2 - при $K=0,5$; 3,4 - при $K=1,8$;
 5,6 - при використанні феріціаніду заліза.

Технологічна схема очистки стічних вод від хроматів (рис.8) розроблена для підприємств радіоелектроніки, на яких утворюються стічні води з високою концентрацією іонів міді (100-200 г/л), а також висококонцентровані стоки хроматів. В основу технології покладено використання висококонцентрованих розчинів заліза(II), які утворюються при виділенні міді методом цементації. Магнетит із концентрованих розчинів заліза(II) отримується в реакторі 2 шляхом аерації при $\text{pH}=10$. При наявності висококонцентрованих розчинів хроматів можливе отримання магнітних частинок шляхом змішування обох розчинів. Отриманий магнетит відбирається з нижньої частини реактора 1 пода-

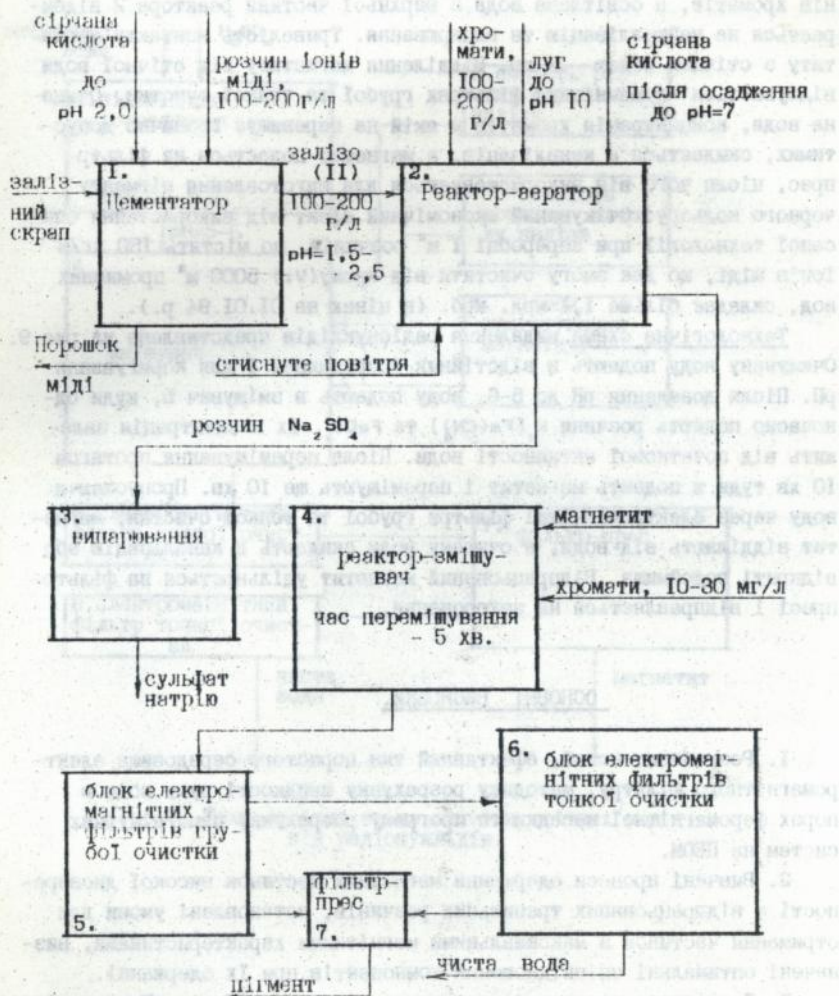


Рис.8. Схема очистки стічних вод від хроматів.

ється в реактор-змішувач 4 для очистки низькоконцентрованих розчинів хроматів, а освітлена вода з верхньої частини реактора 2 відбирається на нейтралізацію та випарювання. Тривалість контакту магнетиту з стічною водою - 5 хв. Відділення магнетиту від стічної води відбувається на магнітних фільтрах грубої та тонкої очистки. Очищена вода, концентрація хроматів в якій не перевищує гранично допустимих, скидається в каналізацію, а магнетит подається на фільтр-прес, після чого він використовується для виготовлення пігменту чорного кольору. Очікуваний економічний ефект від використання описаної технології при переробці 1 м^3 розчинів, що містять 150 кг/м^3 іонів міді, що дає змогу очистити від хрому(VI) 5000 м^3 промивних вод, складає більше 1,1 млрд. крб. (в цінах на 01.01.94 р.).

Технологічна схема видалення радіонуклідів представлена на рис.9. Очищувану воду подають в відстійник-усереднювач 1 для коригування рН. Після доведення рН до 5-6, воду подають в змішувач 5, куди одночасно подають розчини $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ та FeCl_3 . Їх концентрація залежить від початкової активності води. Після перемішування протягом 10 хв туди ж подають магнетит і перемішують ще 10 хв. Пропускаючи воду через електромагнітні фільтри грубої та тонкої очистки, магнетит відділяють від води, а очищену воду скидають в каналізацію або відкриті водоймища. Відпрацьований магнетит ущільнюється на фільтр-пресі і відправляється на захоронення.

ОСНОВНІ ВИСНОВКИ.

1. Розроблено новий, ефективний тип пористого середовища електромагнітного фільтру, методику розрахунку швидкості руху води в порах феромагнітної насадки та програму розрахунку намагнічуючих систем на ПЕОМ.
2. Вивчені процеси одержання магнітних частинок високої дисперсності з відпрацьованих травильних розчинів, встановлені умови для отримання частинок з максимальними магнітними характеристиками, визначені оптимальні співвідношення компонентів при їх одержанні.
3. Досліджено розчинення магнетиту в залежності від рН розчинів та температури, оптимізовані умови застосування магнетиту в технологічних процесах.
4. Вивчено вплив умов синтезу магнетиту, а також терміну визрі-

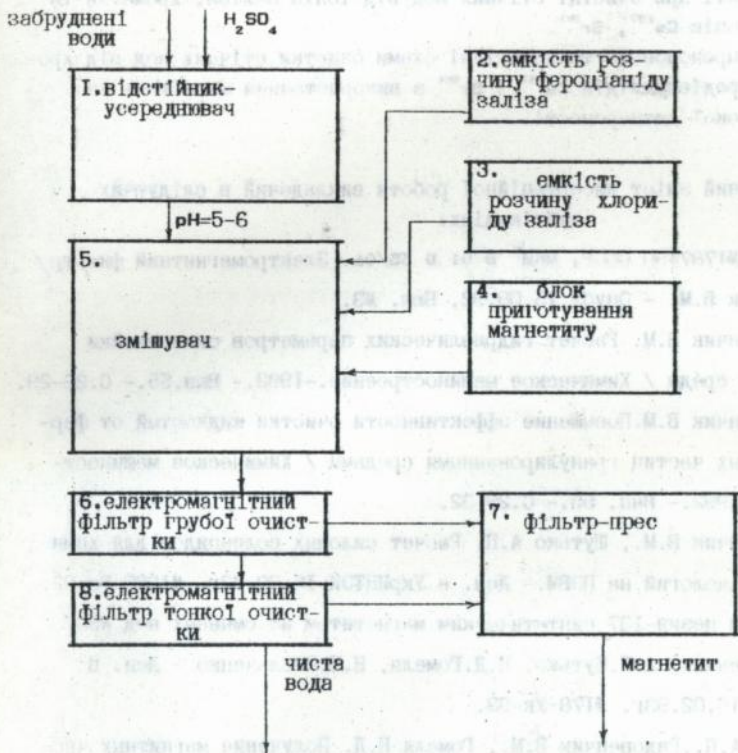


Рис.9. Технологічна схема очистки стічних вод від радіонуклідів.

вання на його сорбційну здатність.

5. Показано ефективність використання магнітних частинок високої дисперсності при очищенні стічних вод від іонів заліза, хроматів та радіоізотопів Cs^{137} , Sr^{90} .

6. Запропоновано технологічні схеми очистки стічних вод від хроматів та радіонуклідів Cs^{137} і Sr^{90} з використанням магнітних частинок високої дисперсності.

Основний зміст дисертаційної роботи викладений в наступних публікаціях:

1. А. с. №1787490 СССР, МКИ⁶ в 01 D 35/06. Электромагнитный фильтр / Радовенчик В.М. - Опубл. 15.09.92, Бюл. №3.
2. Радовенчик В.М. Расчет гидравлических параметров окна ячейки шариковой среды / Химическое машиностроение. - 1992. - Вып. 55. - С. 26-29.
3. Радовенчик В.М. Повышение эффективности очистки жидкостей от ферромагнитных частиц гранулированными средами / Химическое машиностроение. - 1992. - Вып. 55. - С. 29-32.
4. Радовенчик В.М., Шутько А.П. Расчет силовых соленоидов для химических технологий на ПЭВМ. - Доп. в УкрИНТЭИ 16.09.92г. №1695-Ук-92.
5. Сорбция цезия-137 синтетическим магнетитом из смывных вод АЭС / В.М. Радовенчик, А.П. Шутько, Н.Д. Гомеля, Н.Н. Смелыченко - Доп. в УкрИНТЭИ 16.02.93г. №178-Ук-93.
6. Шутько А.П., Радовенчик В.М., Гомеля Н.Д. Получение магнитных частиц коллоидных размеров / Экотехнологии и ресурсосбережение. - 1993. - №2. - С. 10-17.
7. Шутько А.П., Радовенчик В.М., Гомеля Н.Д. Исследование сорбционной способности синтетического магнетита / Экотехнологии и ресурсосбережение. - 1993. - №5. - С. 72-76.
8. Шутько А.П., Радовенчик В.М., Гомеля Н.Д. Оптимальные условия применения магнетита в процессах водоочистки / Химия и технология воды. - 1994. - 15, №1 (у друку).

Папір до друку 02.0294 . Формат 60×84^{1/16}.
Папір друк. № 3 . Спосіб друку офсетний. Умовн. друк. арк. 0,93 .
Умовн. фарбо-відб. 104 . Обл.-вид. арк. 10 .
Тираж 100 . Зам. № 4-548 .

Фірма «ВІПОЛ»
252151, Київ, вул. Вєлиньська, 60.

100 032 N

AB 29.204