

НАУКОВЕ ТОВАРИСТВО СТУДЕНТІВ ТА АСПІРАНТІВ НТУУ «КПІ»

# **Екологія. Людина. Суспільство**

XIV Міжнародна науково-практична конференція  
студентів, аспірантів та молодих вчених

**ЗБІРКА ТЕЗ ДОПОВІДЕЙ**

**18-22 травня 2011 р.**

**м. Київ, Україна**

УДК 574 (063)

Рецензенти:

М.Д. Гомеля, д-р. хім.наук, проф.  
С.С. Ставська, д-р біол. наук, проф. М.О. Карева, викладач.

Укладач: Д.Е. Бенатов

Дизайн та верстка:

М.О. Кисельов  
Д.В. Лук'янченко

Збірка тез доповідей XIV Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Людина. Суспільство» (18-22 травня 2011 р., м. Київ) / Укладач Д.Е. Бенатов. — К.: НТУУ «КПІ», 2011. — 370 с.

Збірка містить тези доповідей, в яких висвітлюються питання розробки та впровадження безвідходних технологій; очистки природних та стічних вод від забруднень антропогенного характеру; знешкодження газових викидів; рекуперації промислових відходів; розробки, проектування та впровадження екологічно чистих технологій та обладнання; проблем екологічного моніторингу; екології популяції; охорони рослинного та тваринного світу; впливу стану навколишнього середовища на здоров'я населення; застосування методів математичного моделювання та прогнозування у промисловій екології, а також управлінські, соціально-економічні та правові аспекти раціонального природокористування та екологічної безпеки.

Для студентів, аспірантів, науковців і всіх, хто цікавиться проблемами захисту навколишнього середовища та раціонального використання природних ресурсів.

Abstracts book of the XIV International Academic Conference of Students, Postgraduates and Young Scientists «Ecology. Human. Society» (May 18-22 2011 Kyiv, Ukraine) / D.Benatov. — К.: NTUU «КПІ», 2011 — 370 p.

This abstracts book includes question on development and introduction of wasteless technologies; natural waters and sewage purifying from anthropogenic pollution; gas emissions neutralization; industrial wastes recuperation; development designing and introduction of non-polluting technologies and equipment; ecological monitoring problems; population ecology; flora and fauna protection; environmental influence on people health; methods of mathematical modelling and forecasting application in industrial ecology; administrative, social, economic and law aspects of natural resources rational use and ecological safety.

For students, post-graduates, scientists and everyone who is interested in environment protection and natural resources rational use problems.

Сборник тезисов докладов XIV Международной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Экология. Человек. Общество» (18-22 мая 2011 г., Киев) / Составитель Д.Е. Бенатов. — К.: НТУУ «КПИ», 2011. — 370 с.

В сборник вошли тезисы докладов, в которых освещаются вопросы разработки и внедрения безотходных технологий; очистки природных и сточных вод от загрязнений антропогенного характера; обезвреживания газовых выбросов; рекуперации промышленных отходов; разработки, проектирования и внедрения экологически чистых технологий и оборудования; проблем экологического мониторинга; экологии популяции; охраны растительного и животного мира; влияния состояния окружающей среды на здоровье населения; применения методов математического моделирования и прогнозирования в промышленной экологии, а также управленческие, социально-экономические и правовые аспекты рационального природопользования и экологической безопасности. Для студентов, аспирантов, научных работников и всех, кто интересуется проблемами защиты окружающей среды и рационального использования природных ресурсов.

Тези доповідей учасників конференції подаються в авторській редакції

© Усі права авторів застережені, 2011

НТУУ «КПІ»

03056, м. Київ, п-т. Перемоги, 37, тел. (044) 454-9243

Наклад 170 прим.



## ОРГАНІЗАТОРИ КОНФЕРЕНЦІЇ

- Наукове товариство студентів та аспірантів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»
- Державна екологічна інспекція Міністерства екології і природних ресурсів України
- Департамент навчально-виховної роботи НТУУ «КПІ»
- Департамент науки та інноватики НТУУ «КПІ»
- Кафедра Екології та технології рослинних полімерів ІХФ НТУУ «КПІ»
- Кафедра Екобіотехнології та біоенергетики ФБТ НТУУ «КПІ»

## ПРОГРАМНИЙ КОМІТЕТ КОНФЕРЕНЦІЇ

- ПАНОВ Є.М.** Д.т.н., проф., декан інженерно-хімічного факультету, голова програмного комітету
- ЖИЛА П.Б.** Начальник Державної екологічної інспекції Міністерства екології і природних ресурсів України
- ГОМЕЛЯ М.Д.** Д.х.н., проф., завідувач кафедрою Екології та технології рослинних полімерів НТУУ «КПІ», заступник голови програмного комітету
- КУЗЬМІНСЬКИЙ Є.В.** Д.х.н., проф., завідувач кафедрою Екобіотехнології та біоенергетики НТУУ «КПІ», заступник голови програмного комітету
- ОРЛОВСЬКІ М.** PhD, проф. філіалу Варшавського технічного університету у м. Плоцьк, Польща
- САВІНИХ В.В.** К.т.н., проф., завідувач кафедрою Безпеки життєдіяльності людини Ульяновського державного технічного університету, Росія
- СТАВСЬКА С.С.** Д.б.н., проф. кафедри Екології та технології рослинних полімерів НТУУ «КПІ»
- РУДЬ В.** Д.т.н., проф. Санкт-Петербурзького технічного університету, Росія
- СВІКІС І.** Старший викладач Латвійського університету, Латвія
- АНДРЕЄВ О.** К.б.н., доц., Московського державного університету, Росія
- КАРЕВА М.О.** Завідувач відділом біології МАН «Дослідник», Україна
- СИТНІК О.І.** К.б.н., доц. кафедри Екобіотехнології та біоенергетики, НТУУ «КПІ»
- ГОЛУБ Н.Б.** К.т.н., доц. кафедри Екобіотехнології та біоенергетики, НТУУ «КПІ»



## ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ КОНФЕРЕНЦІЇ

|                         |  |
|-------------------------|--|
| <b>ВАРЛАМОВ Г.Б.</b>    | Д.т.н., професор, проректор з науково-педагогічної роботи, голова організаційного комітету конференції |
| <b>БЕНАТОВ Д.Е.</b>     | Старший викладач, секретар НР НТСА НТУУ «КПІ», заступник голови організаційного комітету конференції   |
| <b>ПАСІЧНИЙ О.М.</b>    | Аспірант ІПСА, голова НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ПЕРЕВЕРЗА К.В.</b>   | Аспірант ІПСА, заступник голови НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>КОЗАР М.Ю.</b>       | Аспірант ФБТ, член Президії НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>СМОЛНА І.В.</b>      | Аспірант ІФФ, член Президії НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>КИСЕЛЬОВ М.О.</b>    | Студент ХТФ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ЛАЗЬКО І.П.</b>      | Студентка ФММ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ЛУКАШ О.О.</b>       | Студентка ФІОТ, член НТСА НТУУ «КПІ»   |
| <b>ЛУК'ЯНЧЕНКО Д.В.</b> | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>НІКУЛІНА К.В.</b>    | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>НІКУЛІНА Н.В.</b>    | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ЄРМОЛІНА К.Б.</b>    | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>САМАРУХА І.А.</b>    | Аспірант ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»   |
| <b>ШЕВЧЕНКО Ю.В.</b>    | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ЯРЕМЧУК С.М.</b>     | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ДОБРИЙВЕЧІР В.С.</b> | Студентка ВІЛ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>БОРОВІК Н.І.</b>     | Студентка ІХФ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>БУДИКА К.Е.</b>      | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>СТЕПАНЧУК І.О.</b>   | Студент ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>КИРИЛЮК С.І.</b>     | Студент ФЕЛ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |
| <b>ПИШНЯК Г.В.</b>      | Студентка ФБТ, член НТСА НТУУ «КПІ»  |



## СЕКЦІЯ 1 «ВОДА»

|   |    |
|---|----|
| ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД ФЕРУМУ ЗА ДОПОМОГОЮ<br>САПОНІТОВОГО МІНЕРАЛУ<br><b>І.В. Агаманюк, В.В. Співак</b> .....  | 27 |
| АНАЕРОБНО-АЕРОБНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД<br>МОЛОКОЗАВОДІВ<br><b>І.Н. Ахмедова</b> .....  | 28 |
| АДСОРБЦІЙНІ ВЛАСТИВОСТІ МЕЗОПОРУВАТИХ КРЕМНЕЗЕМІВ,<br>ФУНКЦІОНАЛІЗОВАНИХ КАРБОКСИЛЬНИМИ ТА<br>АМІНОКАРБОКСИЛЬНИМИ ГРУПАМИ<br><b>Д.С. Бакуліна, О.А. Дударко, А.К. Матковський, Г.Ю. Юрченко, Ю.Л. Зуб</b> ..... | 30 |
| ВИЗНАЧЕННЯ ВІДПОВІДНОСТІ ГІДРОТЕХНІЧНИХ СПОРУД КЛАСАМ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ЇХ<br>ЕКСПЕРТИЗИ МЕТОДОМ АНАЛІЗУ ІСРАРХІЙ<br><b>Д.В. Стефанишин, Д.Е. Бенатов</b> .....   | 31 |
| АНАЕРОБНЕ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД НА ПЕРШІЙ СТАДІЇ<br>БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ<br><b>М.В. Бляшина, Л.А. Саблій</b> .....  | 33 |
| ВДОСКОНАЛЕННЯ ХОЛОДИЛЬНИКА ДИСПЕРСНИХ МАТЕРІАЛІВ<br>ВИРОБНИЦТВА СУЛЬФАТУ АЛЮМІНІЮ<br><b>А.С. Богатир</b> .....  | 34 |
| ВИБІР СУПЕРСТРУКТУРНОЇ ПРОЦЕДУРИ ДЛЯ ОПТИМІЗАЦІЇ СХЕМ<br>ВОДОСПОЖИВАННЯ<br><b>І.С. Борзова, А.М. Шахновський</b> .....  | 36 |
| ОЧИСТКА ОТРАБОТАНИХ ТРАВІЛЬНИХ РАСТВОРОВ С ПОМОЩЬЮ<br>МЕЛАМИНОФОРМАЛЬДЕГІДНИХ ПОЛИМЕРОВ<br><b>И.А. Василенко, Е.А. Якимчук</b> .....  | 37 |
| ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПОЛУЧЕНИЯ ЗАТРАВОЧНЫХ<br>КРИСТАЛЛОВ ЖЕЛТОГО ЖЕЛЕЗОКИСНОГО ПИГМЕНТА ИЗ ОТРАБОТАНИХ ТРАВІЛЬНИХ<br>РАСТВОРОВ<br><b>И.А. Василенко, И.А. Жовтяк</b> .....                                     | 38 |
| ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПОЛИКОНДЕНСАЦИИ КАРБАМИДА И<br>ФОРМАЛЬДЕГИДА В ОТРАБОТАНИХ ТРАВІЛЬНИХ РАСТВОРАХ<br><b>И.А. Василенко, Е.В. Манн</b> .....   | 39 |
| ЕФЕКТИВНЕ ОХОЛОДЖЕННЯ ГОФРОВАНИХ ПОЛІМЕРНИХ ТРУБ<br><b>Є.Ю. Виноградов, В.Т. Вознюк, І.О. Мікульонок</b> .....  | 41 |
| АДСОРБЦІЙНЕ ВИЛУЧЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ІЗ<br>ПОВЕРХНЕВИХ ВОД<br><b>А.В. Волов, О.Д. Кочкодан</b> .....  | 42 |



|   |    |
|---|----|
| БЕЗВІДХОДНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД<br>ВИРОБНИЦТВА АМІНОКИСЛОТ<br><b>О.В. Гайдаржи, Л.В. Левандовський, Г.М. Заболотна, Г.С. Андріяш</b> .....  | 43 |
| ПРОБЛЕМА ДООЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД В УКРАЇНІ ТА<br>ШЛЯХИ ЇЇ ВИРІШЕННЯ<br><b>А.М. Гіроль</b> .....  | 44 |
| ОЧИЩЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ВОД ВІД СПОЛУК УРАНУ (VI)<br>МОДИФІКОВАНИМ ПАЛИГОРСЬКІТОМ<br><b>А.О. Голембіовський, І.А. Ковальчук</b> .....  | 46 |
| ПЕРЕРОБКА ВІДПРАЦЬОВАНИХ РЕГЕНЕРАЦІЙНИХ РОЗЧИНІВ ХЛОРИДУ НАТРІЮ МЕТОДОМ<br>ЕЛЕКТРОДІАЛІЗУ<br><b>О.В. Голтвяницька, В.В. Іванюк</b> .....  | 47 |
| ВИКОРИСТАННЯ ОФІСНОЇ ТЕХНІКИ ТА КОМП'ЮТЕРНИХ ПРОГРАМ ЦИФРОВОЇ ОБРОБКИ<br>ЗОБРАЖЕНЬ ДЛЯ КІЛЬКІСНОГО<br>ВИЗНАЧЕННЯ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН<br><b>І.В. Голубєва, С.О. Доленко, В.В. Попова</b> ..... | 48 |
| ГЛИБОКЕ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ АЛЮМІНІЄВИХ<br>КОАГУЛЯНТІВ ТА ВАПНА<br><b>В.М. Грабітченко, В.С. Камасєв</b> .....  | 49 |
| ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ АЕРОТЕНКВ ДЛЯ ГЛИБОКОЇ ОЧИСТКИ МІСЬКИХ<br>СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ<br><b>О.О. Грицина</b> .....  | 50 |
| ФІЗИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПЕРЕНОСУ РЕЧОВИНИ ЧЕРЕЗ МЕМБРАНУ<br><b>Я.М. Корнієнко, С.В. Гулієнко</b> .....  | 51 |
| ОЧИЩЕННЯ МАКУЛАТУРНОЇ МАСИ МЕТОДОМ ФЛОТАЦІЇ<br><b>В.Г. Абросімов, О.М. Дзюбак, Л.П. Антоненко, Д.А. Баранова</b> .....  | 53 |
| ЗОЛЬ-ГЕЛЬ МЕТОД ОДЕРЖАННЯ СИЛКАТНИХ НЕОРГАНІЧНИХ<br>ІОНООБМІННИКІВ<br><b>Н.В. Жданюк, В.Ю. Тобілко</b> .....  | 55 |
| ВИРОБНИЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД<br>СПОЛУК АЗОТУ<br><b>В.С. Жукова, Л.А. Саблій</b> .....   | 56 |
| ДИГИДРОФОСФАТЫ МАРГАНЦА И ЦИНКА КАК ИНГИБИТОРЫ<br>КОРРОЗИИ ДЛЯ ВОДОБОРОТНЫХ СИСТЕМ<br><b>А.Н. Иваненко, Н.М. Антрапцева, И.Г. Пономарева</b> .....  | 57 |
| ОДЕРЖАННЯ ВОЛОКНИСТИХ НАПІВФАБРИКАТІВ ІЗ СОЛОМИ СОРГО<br>БАГАТОРІЧНОГО НАТРОННИМ СПОСОБОМ ДЕЛІГНІФІКАЦІЇ<br><b>Н.А. Когутенко, Б.М. Залітайло, І.М. Дейкун, В.А. Барбаш</b> .....                     | 58 |



|  |    |
|--|----|
| ОДЕРЖАННЯ ГРАНУЛ АКТИВНОГО МУЛУ В АНАЕРОБНИХ УМОВАХ<br><b>К.В. Колесник</b> .....  | 59 |
| ВИЗНАЧЕННЯ РОЗПОВСЮДЖЕНОСТІ ДОМІШОК МИШ'ЯКУ У<br>ПРИРОДНИХ ВОДАХ УКРАЇНИ<br><b>Є.О. Коломієць, З.В. Малецький, І.А. Голуб</b> .....                                  | 60 |
| БЕССТОЧНАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ПОДГОТОВКИ ВОДЫ ДЛЯ ПОДПИТКИ<br>СИСТЕМ ТЕПЛОСНАБЖЕНИЯ<br><b>О.Н. Пидлисна, С.А. Концевой, Л.Н. Охрименко</b> .....                             | 61 |
| УТИЛИЗАЦИЯ КОНЦЕНТРАТА ОБРАТНООСМОТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК<br><b>Л.Н. Охрименко, С.А. Концевой, О.Н. Пидлисна</b> .....  | 62 |
| ПЕРЕРОБКА НЕЙТРАЛЬНИХ РЕГЕНЕРАЦІЙНИХ РОЗЧИНІВ, ЩО МІСТЯТЬ ІОНИ ЦИНКУ(II) ПРИ<br>ІОНООБМІННОМУ ОЧИЩЕННІ ВОДИ<br><b>В.Ф. Корнійченко, О.В. Глушко, І.М. Трус</b> ..... | 63 |
| КОАГУЛЯЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ОРГАНІЧНОЇ<br>СКЛАДОВОЇ З ВИКОРИСТАННЯМ ВТОРИННОЇ СИРОВИНИ<br><b>І.В. Косогіна, О.Ю. Кулеша, Т.В. Шумивода</b> .....           | 64 |
| ЕФЕКТИВНИЙ СПОСІБ РОЗДІЛЕННЯ РІДИН, ЩО НЕ ЗМІШУЮТЬСЯ<br><b>Я.В. Радовенчик, В.С. Котлярова, В.Ю. Черняк</b> .....  | 66 |
| ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ З ПІДВИЩЕНИМИ МІНЕРАЛІЗАЦІЄЮ І<br>ЖОРСТКІСТЮ<br><b>Г.М. Кравченко, А.Д. Крисенко</b> .....                                  | 67 |
| ОПТИМИЗАЦИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО ПРОЦЕССА ОЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ ВОД<br>ГОРОДА ДОНЕЦКА<br><b>К.Л. Кравченко</b> .....  | 68 |
| ТЕХНОГЕННІ ВІДХОДИ ЯК ДЖЕРЕЛО ОДЕРЖАННЯ РЕАГЕНТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДИ<br><b>Г.В. Кринець, І.М. Головков</b> .....  | 69 |
| СЕЛЕКТИВНЕ ВИЛУЧЕННЯ КОМПОНЕНТІВ<br>З ОСАДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД<br><b>А.О. Кухар, І.В. Косогіна, М.Ю. Смирнова-Замкова</b> .....                                   | 71 |
| МІНЕРАЛЬНІ СОРБЕНТИ З МАГНІТНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМ<br>ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД<br><b>Д.С. Лесун, В.В. Співак</b> .....  | 72 |
| ВИЛУЧЕННЯ <sup>90</sup> Sr ПРИРОДНИМИ СОРБЕНТАМИ ІЗ РАДІОАКТИВНО<br>ЗАБРУДНЕНИХ РОЗЧИНІВ<br><b>С.А. Лутай, К.К. Ярошенко</b> .....                                   | 74 |
| ОЧИСТКА ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ УРАНА<br><b>Ю.И. Мазная</b> .....  | 76 |
| ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ МІДІ ПРИ ІОНООБМІННОМУ ПОМ'ЯКШЕННІ ВОДИ<br><b>В.П. Малін, В.С. Камаєв, А.Д. Крисенко</b> .....   | 78 |



|   |    |
|---|----|
| ВПЛИВ ДОПОМІЖНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН НА ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ НЕТКАНОГО МАТЕРІАЛУ<br><b>Р.Г. Мариніч, Т.І. Демишок, Л.П. Антоненко</b> .....  | 79 |
| ЗВ'ЯЗУВАННЯ АНІОННИХ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ГУМІНОВИМИ КИСЛОТАМИ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ<br><b>Т.В. Марченко, С.О. Доленко, О.Ю. Олексієнко</b> .....  | 81 |
| УДОСКОНАЛЕННЯ СПОСОБУ ВІДНОВЛЕННЯ РОЗЧИНІВ ВИРОБНИЦТВА ДРУКОВАНИХ ПЛАТ<br><b>Л.О. Мітюк, А.А. Нестер, С.В. Яворська, О.О. Фуфаєв</b> .....  | 82 |
| ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО БАСЕЙНУ УКРАЇНИ СИНТЕТИЧНИМИ МІЮЧИМИ ЗАСОБАМИ<br><b>В.О. Мусієнко, І.В. Панасюк, Ю.В. Клапцов</b> .....   | 83 |
| МОДЕЛЮВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ЗВОРОТНЬООСМАТИЧНИХ МЕМБРАН<br><b>М.І. Ніньовська, О.О. Квітка</b> .....  | 84 |
| МЕТОД ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ГАЛЬВАНИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ ОТ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ - ГАЛЬВАНОКОАГУЛЯЦИЯ<br><b>Е.С. Панченко</b> .....   | 86 |
| О ПРИМЕНЕНИИ ДИФОСФАТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД<br><b>Н.И. Патрикеева, Н.М. Антрапцева, Н.В. Ткачева</b> .....   | 87 |
| ДЕМОБІЛІЗАЦІЯ БІОПЛІВОК ПРИРОДНОГО ПОХОДЖЕННЯ, УТВОРЕНИХ НА ПОВЕРХНІ ЗАВАНТАЖЕННЯ ВУГІЛЬНОГО ФІЛЬТРА ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ, ЩО ВИКОРИСТОВУЄТЬСЯ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ ПИВА<br><b>Т.О. Перевалова, І.Ю. Рой, Г.М. Здоровенко</b> ..... | 88 |
| ПЕРЕДМЕМБРАННА ОЧИСТКА ФІЛЬТРАТУ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ МЕТОДОМ ЕЛЕКТРОФЛОТООКАГУЛЯЦІЇ МОДИФІКОВАНІ ГЛИНИСТІ МІНЕРАЛИ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ІЗ СТІЧНИХ ВОД<br><b>Ж.В. Приймак, Л.М. Спасьонова</b> .....  | 92 |
| ВИКОРИСТАННЯ МОДЕЛЕЙ НЕЯВНОГО ВИГЛЯДУ ПРИ ОПТИМІЗАЦІЇ СХЕМ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА<br><b>О.М. Семенюта, А.М. Шахновський, О.О. Квітка</b> .....  | 93 |
| ДВУХСТУПЕНЧАТА ОЧИСТКА ШАХТНЫХ СТОЧНЫХ ВОД<br><b>Я.В. Скрынник, Г.С. Столяренко, Ю.А. Безносик</b> .....  | 95 |
| ДЕМАНГАНАЦІЯ ТА ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА СОРБЕНТИ-КАТАЛІЗАТОРІ<br><b>В.В. Тимошенко, Н.М. Чернова, І.В. Якупова, О.О. Савченко</b> .....  | 97 |
| ФЛОТАЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ МІДІ<br><b>Г.М. Тігорук, М.Д. Довголап, А.Д. Крисенко</b> .....  | 98 |





|  |     |
|--|-----|
| ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ВИЗНАЧАЛЬНОЇ АПРОКСИМАЦІЇ ДЛЯ РОЗРАХУНКУ ЗВОРотно-ОСМОТИЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ<br><b>Т.В. Тодорюк, Г.Л. Рябцев</b> .....           | 99  |
| ГРАНУЛЯЦІЯ АКТИВНОГО МУЛУ В UASB-РЕАКТОРІ<br><b>М.В. Троценко</b> .....  | 102 |
| ЗНЕСОЛЕННЯ СУЛЬФАТВІСНИХ СТОКІВ<br><b>І.М. Трус, Ю.В. Носачова, К.О. Гнап, В.Ф. Корнійченко</b> .....  | 104 |
| МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ВІД НЕОРГАНІЧНИХ ТОКСИКАНТІВ<br><b>О.О. Хлопась, І.А. Ковальчук</b> .....   | 105 |
| МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ФЛОТАЦІЇ ДЛЯ ВЛОВЛЮВАННЯ ВОЛОКНА ПРИ ВИРОБНИЦТВІ ПАПЕРУ ТА КАРТОНУ<br><b>Н.В. Холодченко, О.О. Семінський</b> .....                | 106 |
| СОРБЦІЙНЕ ВИДАЛЕННЯ ІОНІВ МІДІ (II) ТИРСОЮ ЛИПИ, МОДИФІКОВАНОЮ КАРБАМІДОМ<br><b>О.П. Хохотва, С.В. Тернова</b> .....                                       | 109 |
| РОЗРОБКА ІНГІБІТОРІВ НАКИПОУТВОРЕННЯ ДЛЯ ВОДООБОРОТНИХ СИСТЕМ<br><b>О.П. Чеверда, А.Д. Крисенко</b> .....  | 111 |
| ПІДСІТКОВІ ВОДИ ГОФРОВИРОБНИЦТВА<br><b>Р.І. Черьопкіна, Ю.М. Греськів</b> .....  | 112 |
| ОБГРУНТУВАННЯ МЕТОДУ ТА ПРИСТРОЮ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТВАРИННИЦЬКИХ КОМПЛЕКСІВ<br><b>В.О. Чумак</b> .....  | 114 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ АДСОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НАНОПОРОШКУ АЛМАЗУ<br><b>Н.В. Чучуліна, Л.П. Антоненко, Т.І. Демишок</b> .....                                       | 115 |
| ВПЛИВ БІНАРНОЇ СИСТЕМИ КОАГУЛЯНТ-ФЛОКУЛЯНТ НА МУТНІСТЬ ПІДСІТКОВИХ ВОД ПРИ ФОРМУВАННІ ПАПЕРОВОГО ПОЛОТНА<br><b>В.М. Шевчук, О.С. Коваль</b> .....          | 116 |
| ПЕРИФІТОН ЯК ІНДИКАТОР ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА<br><b>К. Яромін, Г. Лагуд, А. Щепанська, Р.В. Бабко</b> .....   | 118 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ РОЗМІРУ ЧАСТОЧОК СУБЛАТУ НА ПРОЦЕС ФЛОТОЕКСТРАКЦІЇ<br><b>В.О. Батюк, Н.П. Березюк</b> .....   | 120 |
| КОМБІНОВАНИЙ МЕТОД ДООЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ГАЛЬВАНІЧНОГО ВИРОБНИЦТВА<br><b>С.В. Белікова</b> .....  | 121 |
| ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОТХОДОВ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ В КАЧЕСТВЕ ШЛАКОВЫХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД<br><b>Э.Б. Хоботова, И.В. Грайворонская</b> ..... | 122 |



|  |     |
|--|-----|
| МЕЗОПОРУВАТІ СОРБЕНТИ НА ОСНОВІ ПІЛАРДОВАНОГО<br>МОНТОРИЛОНІТУ<br><b>І.В. Пилипенко, В.Ю. Тобілко</b> .....                                  | 124 |
| ОБГРУНТУВАННЯ ДОЦІЛЬНОСТІ РОЗРОБКИ НОВОГО БІОПРЕПАРАТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ<br>МОРСЬКОЇ ВОДИ, ЗАБРУДНЕННІ НАФТОПРОДУКТАМИ<br><b>Г.В. Пішняк</b> ..... | 125 |
| ТЕНДЕНЦІЇ КОНСТРУКТИВНОГО ВИКОНАННЯ<br>КОНТАКТНИХ ЕЛЕМЕНТІВ МАСООБМІННИХ КОЛОН<br><b>Г.Ю. Ан, С.С. Валуйскова, В.В. Лукашова</b> .....       | 126 |
| РОЗРОБКА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИХ ТЕХНІЧНИХ МИЙНИХ ЗАСОБІВ<br><b>Т.В. Сударушкіна, К.Ю. Савічева, В.Ю. Сребродольський, О.М. Оліфер</b> .....    | 127 |
| УДОСКОНАЛЕННЯ РЕКУПЕРАТОРА ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОБНИЦТВА<br>СИОПОРУ<br><b>О.Г. Орайло, І.О. Мікульонюк</b> .....                                    | 128 |
| ВИКОРИСТАННЯ ВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ДООЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД<br><b>Д.О. Арутюнов</b> .....   | 130 |
| МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДИ БІОВЕТІВ ТА<br>ВОДОПРОВІДНОЇ І ДООЧИЩЕНОЇ ВОДИ НАВЧАЛЬНОГО ЗАКЛАДУ<br><b>Ю. Каракаш</b> .....               | 131 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ФЛОТОЕКСТРАКЦІЙНОГО ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ЦИНКУ ЗІ СТІЧНИХ ВОД<br><b>В.П. Копотун, О.О. Таргонська</b> .....                           | 133 |
| МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ ПІСЛЯ<br>ДООЧИСТКИ ПОБУТОВИМИ ФІЛЬТРАМИ<br><b>О. Кривцова</b> .....                           | 134 |
| СТАН БІОВЕТІВ ШЕВЧЕНКІВСЬКОГО РАЙОНУ МІСТА КИЄВА<br><b>В. Сичевський</b> .....   | 135 |
| ВИДІЛЕННЯ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ БАКТЕРІЙ-ДЕСТРУКТОРІВ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ<br>РЕЧОВИН<br><b>О. Соловей</b> .....                                     | 136 |
| STUDYING OF BIOTECHNOLOGY FOR WASTEWATER TREATMENT FROM CR(VI)<br><b>Daria Lukianchenko</b> .....  | 138 |
| ПРОБЛЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ В СИСТЕМІ<br>АНАЕРОБНО-АЕРОБНИХ БІОРЕАКТОРІВ<br><b>М.Ю. Козар</b> .....        | 139 |



## СЕКЦІЯ 2 «ПОВІТРЯ»

|  |     |
|--|-----|
| ВПЛИВ ПРИРОДИ ОКСИДУ АЛЮМІНІЮ НА АКТИВНІСТЬ<br>СРІБНО-ОКСИДАЛЮМІНІЄВИХ КАТАЛІЗАТОРІВ У ПРОЦЕСІ СКВ NOX ЕТАНОЛОМ<br><b>Н.О. Попович, П.І. Кирієнко, С.О. Соловійов, Ю.В. Князєв</b> .....                                     | 143 |
| ОЦЕНКА РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ПРОМЫШЛЕННЫМИ ОБЪЕКТАМИ<br><b>И.Р. Батурина, В.И. Бендюг</b> .....  | 144 |
| ПРИНЦИПИ ВИБОРУ ЕЛЕКТРОДНИХ МАТЕРІАЛІВ СЕНСОРІВ З ОГЛЯДУ НА КОРОЗИЮ<br><b>А.В. Блуденко, О.І. Букет, О.В. Ліночєва</b> .....   | 145 |
| РОЗРОБКА ЛІТІЙВМІЩУЮЧОГО РІДКОГО СКЛА ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА ЗВАРЮВАЛЬНИХ<br>ЕЛЕКТРОДІВ З МЕТОЮ ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ ГЕКСАВАЛЕНТНОГО ХРОМУ В СКЛАДІ<br>ЗВАРЮВАЛЬНОГО АЕРОЗОЛЮ<br><b>М.О. Кисельов, М.В. Скоріна, А.Ю. Марченко</b> ..... | 147 |
| ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФРАКТАЛЬНОЙ РАЗМЕРНОСТИ ГОРОДСКОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЛАНДШАФТА<br><b>В.И. Годзевич, А.М. Шахновский, Г.А. Статюха</b> .....   | 148 |
| ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ АЭРОДИСПЕРСНОЙ СИСТЕМЫ, ПУТЕМ<br>МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ<br><b>П.А. Мельников, А.А. Соболев</b> .....  | 149 |
| ВЫБОР ЭЛЕКТРОЛИТА ДЛЯ ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ<br>СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРА В ВОЗДУХЕ<br><b>А.В. Нагорный О.В. Линючева</b> .....   | 150 |
| БІОЛОГІЧНА УТИЛІЗАЦІЯ CO <sub>2</sub> ШЛЯХОМ КУЛЬТИВУВАННЯ<br>МІКРОВОДОРОСТЕЙ<br><b>Н.В. Пересипкіна</b> .....   | 151 |
| ОЧИСТКА ГАЗОВ И СЕПАРАЦИЯ ТВЕРДЫХ ЧАСТИЦ В ПРЯМОТОЧНЫХ ЦИКЛОНАХ<br><b>К.Б. Шкварун, С.В. Плашихин, Ю.А.Безносик</b> .....  | 153 |
| ВЛИЯНИЕ ВЛАЖНОСТИ ИСХОДНОГО МАТЕРИАЛА НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОСАЖДЕНИЯ В<br>ВОСХОДЯЩЕМ ВЕРТИКАЛЬНОМ<br>ПОТОКЕ<br><b>А.А. Соболев, П.А. Мельников</b> .....   | 154 |
| ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ВПЛИВ ВИКИДІВ ВІД ОСНОВНОГО<br>ВИРОБНИЦТВА ТОВ «ІМПРЕС» НА СТАН АТМОСФЕРНОГО СЕРЕДОВИЩА<br><b>Л.Б. Ящук</b> .....  | 155 |
| МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВІТРЯ<br>ВІДКРИТОГО ПРОСТОРУ<br><b>А. Мєнайлова</b> .....  | 156 |



**СЕКЦІЯ 3  
«ЗЕМЛЯ»**

|   |     |
|---|-----|
| ВІБРОЕКСТРУЗІЙНЕ ФОРМУВАННЯ ФІБРОБЕТОННИХ ТРУБ<br><b>І.А. Андрєєв, Н.В. Комкіна, Г.В. Демченко</b> .....  | 161 |
| СОРТУВАННЯ ПОЛІМЕРНИХ МАТЕРІАЛІВ МЕТОДОМ ГІДРАВЛІЧНОЇ СЕПАРАЦІЇ<br><b>О.М. Арсенюк, І.В. Коваленко</b> .....  | 162 |
| ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ КЕРАМІКИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА ВОГНЕТРИВКИХ ПОКРИТТІВ.<br><b>І.В. Борисова, І.С. Субота</b> .....   | 163 |
| ПОЛУЧЕНИЕ ВОДОРАСТВОРИМЫХ ВЕЩЕСТВ ИЗ ГУМУСОСОДЕРЖАЩИХ СУБСТРАТОВ<br><b>Т.В. Черкасова, И.Г. Пономарева, Н.М. Антрапцева</b> .....                               | 164 |
| НЕДРЕВЕСНОЕ СЫРЬЁ ДЛЯ ЦБП<br><b>А.В. Кушмитько, Р.И. Черёпкина</b> .....  | 165 |
| НАПІВФАБРИКАТИ З ВІДХОДІВ ЗА НИЗЬКИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ SO <sub>2</sub><br><b>Р.І. Черьопкіна, В.Й. Сидор, Ю.М. Котюх</b> .....                                       | 167 |
| ЕНЕРГОЕФЕКТИВНА ЕКСТРУЗІЯ ТЕРМОПЛАСТІВ<br><b>Г.В. Домінова, С.В. Сафонов, М.П. Швед, Д.М. Швед</b> .....  | 168 |
| ВИКОРИСТАННЯ ВІДПРАЦЬОВАНОГО ОРГАНСОЛЬВЕНТНОГО ЩОЛОКУ<br><b>Т.В. Габінет, І.В. Трембус, В.А. Барбаш</b> .....   | 170 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ МОРФОЛОГІЧНОГО СКЛАДУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ, ЩО ПОСТУПАЮТЬ НА КИЇВСЬКИЙ ЗАВОД «ЕНЕРГІЯ»<br><b>О.П. Гуца, К.В. Панченко, О.М. Руденко</b> ..... | 172 |
| ОБГРУНТУВАННЯ ОПТИМАЛЬНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ КОМПОНЕНТІВ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРІВ НА ОСНОВІ ТОРФУ<br><b>О.П. Карпенко, І.В. Кучеренко, А.Р. Степанюк</b> .....       | 173 |
| ВИЗНАЧЕННЯ ОПТИМАЛЬНОЇ ТЕМПЕРАТУРИ ПІРОЛІЗУ ЗНОШЕНИХ ШИН ЗА ДОПОМОГОЮ ТЕРМОДИНАМІЧНОГО АНАЛІЗУ<br><b>О.В. Коломісць, В.В. Буличов, С.О. Куманьов</b> .....      | 175 |
| ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ПРОЯВЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ В СОЛИГОРСКОМ ГОРНОПРОМЫШЛЕННОМ РАЙОНЕ<br><b>Г.А. Колпашников, М.И. Никитенко, В.Г. Мякота</b> ..... | 176 |
| МОДЕЛЮВАННЯ БАГАТОФАКТОРНИХ ПРОЦЕСІВ ПРИ ОДЕРЖАННІ БАГАТОШАРОВИХ ГУМІНОВО-МІНЕРАЛЬНИХ ТВЕРДИХ КОМПОЗИТІВ<br><b>Я.М. Корнієнко, Р.В. Сачок</b> .....             | 178 |



|   |            |
|---|------------|
| ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНІ ДОБРИВА ЯК ШЛЯХ ДО ЕКОЛОГІЧНО<br>БЕЗПЕЧНОГО ЗЕМЛЕРОБСТВА  |            |
| <b>І.І. Корсак</b> .....  | <b>180</b> |
| УТИЛІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ МЕТАЛУРГІЙНОГО ВИРОБНИЦТВА<br>ЕФЕКТИВНИМИ ЛУЖНИМИ В'ЯЗУЧИМИ                                     |            |
| <b>А.А. Кравченко, О.В. Ригова</b> .....  | <b>182</b> |
| ОТРИМАННЯ ВИРОБІВ БУДІВЕЛЬНОЇ КЕРАМІКИ З ДОДАВАННЯМ<br>СУМІШІ ТЕХНОГЕННИХ ВІДХОДІВ                                  |            |
| <b>О.Ю. Мараховська, О.В. Павленко, Н.О. Круглова, Г.В. Платоненко</b> .....  | <b>183</b> |
| РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧИЙ ПРОЦЕС ЕКСТРУЗІЇ ПОЛІМЕРІВ   |            |
| <b>В.О. Кузьміна, М.П. Швед, Д.М. Швед</b> .....  | <b>185</b> |
| ВПЛИВ ВМІСТУ ВОЛОКНА З УПАКОВКИ «ТЕТРА ПАК» У КОМПОЗИЦІЇ МАСИ НА ПОКАЗНИКИ<br>ЯКОСТІ ПАПЕРУ ТА КАРТОНУ З МАКУЛАТУРИ |            |
| <b>М.І. Куліш, О.М. Мовчанюк, С.А. Сайчук</b> .....   | <b>186</b> |
| УТИЛІЗАЦІЯ ОТХОДОВ ГОРНОДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ В<br>ДОРОЖНОМ СТРОИТЕЛЬСТВЕ  |            |
| <b>А.О. Лютенко, М.С. Лебедев</b> .....   | <b>188</b> |
| УДОСКОНАЛЕННЯ БАРАБАННОЇ СУШАРКИ ДЛЯ СУШІННЯ ПЕРЛІТУ  |            |
| <b>І.В. Луценко, І.О. Мікульонок</b> .....  | <b>189</b> |
| ВПЛИВ РЕЖИМУ РОЗПУСКУ УПАКОВКИ «ТЕТРА ПАК» НА<br>КІЛЬКІСТЬ ВІДХОДІВ ТА ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ ПАПЕРУ                      |            |
| <b>О.М. Мовчанюк, С. Саволюк</b> .....  | <b>191</b> |
| РИСК ПРОЯВЛЕННЯ НЕГАТИВНИХ ПРОЦЕЕСОВ НА ТЕРРИТОРИЯХ ПРИ<br>ФУНКЦІОНУВАННІ МАГІСТРАЛЬНИХ ТРУБОПРОВОДОВ               |            |
| <b>В.Г. Мякота</b> .....  | <b>192</b> |
| ОРГАНОСОЛЬВЕНТНА ДЕЛІГНІФІКАЦІЯ СТЕБЕЛ КОНОПЕЛЬ   |            |
| <b>Н.М. Оксентюк, І.В. Трембус, А.В. Барбаш</b> .....   | <b>194</b> |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ВАРІННЯ НЕДЕРЕВНОЇ РОСЛИННОЇ<br>СИРОВИНИ ЛУЖНО-СУЛЬФІТНО-СПИРТОВИМ СПОСОБОМ<br>ДЕЛІГНІФІКАЦІЇ   |            |
| <b>В.В. Пойда, В.А. Барбаш</b> .....  | <b>195</b> |
| СОРТИРОВКА ПЛАСТМАСС  |            |
| <b>Н.В. Потебня, О.В. Ветрова, І.В. Коваленко</b> .....   | <b>196</b> |
| РЕОЛОГІЧНІ ЗАЛЕЖНОСТІ ПОЛІМЕРНИХ КОМПОЗИЦІЙ НАПОВНЕНИХ<br>СПІНЮВАЛЬНИМИ АГЕНТАМИ                                    |            |
| <b>В.А. Рудакова, Є.М. Войцеховська, Л.П. Гоженко, В.В. Лукашова</b> .....  | <b>197</b> |
| ШЛАКОЛУЖНІ В'ЯЗУЧІ З НАПОВНЮВАЧАМИ НА ОСНОВІ ГЛИН ЯК<br>ЗАСІБ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ МЕТАЛУРГІЙНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ       |            |
| <b>О.В. Ригова, А.А. Кравченко</b> .....  | <b>199</b> |



|  |     |
|--|-----|
| ПОЛІУРЕТАНОВИЙ КЛЕЙ В ЛАМІНОВАНИХ ПАКУВАЛЬНИХ МАТЕРІАЛАХ<br><b>В.С. Сергійчук</b> .....  | 200 |
| ОТРИМАННЯ ТА ВИКОРИСТАННЯ НАПІВФАБРИКАТІВ ІЗ СТЕБЕЛ СОНЯШНИКУ<br><b>Ю.Ф. Шевченко, Р.І. Черьопкіна</b> .....   | 201 |
| УТИЛИЗАЦІЯ ОТХОДІВ НЕФТЕПЕРЕРАБАТЮВАЮЩЕЙ ПРОМИШЛЕННОСТІ.<br><b>О.А. Синюшкіна</b> .....  | 203 |
| ГЕОІНФОРМАЦІЙНІ СИСТЕМИ, ЯК ІНСТРУМЕНТ РЕГУЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ В ПРОЦЕСІ ТРАНСПОРТУВАННЯ І ВИКОРИСТАННЯ НАФТОПРОДУКТІВ НА ЗАЛІЗНИЧНОМУ ТРАНСПОРТІ<br><b>С.Ю. Трєпак, Ю.В. Зеленько</b> ..... | 204 |
| ВИКОРИСТАННЯ ОСАДІВ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ПРОМИСЛОВИХ МІСТ<br><b>С.В. Яворська, А.А. Нестер, Л.О. Мітюк, С.Ю. Богуцький</b> .....  | 205 |
| РОСТ И РАЗВИТИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ В НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННОЙ ПОЧВЕ.<br><b>Р.Б. Жакешбаева, С.И. Альмурзаева</b> .....   | 206 |
| ПРИСТИРІЙ ДЛЯ НАГРІВАННЯ КАРТОНУ<br><b>А.З. Кравчук, В.М. Марчевський, Л.Г. Воронін</b> .....  | 208 |
| ПЕРЕРОБКА ВІДХОДІВ ПОЛІЕТИЛЕНТЕРЕФТАЛАТУ<br><b>С.Г. Бондаренко, О.І. Василькевич, О.В. Саванчук</b> .....  | 210 |
| УСТАНОВКА ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ПИТОМОГО ЕЛЕКТРИЧНОГО ОПОРУ ВУГЛЕЦЕВИХ МАТЕРІАЛІВ<br><b>Т.В. Чирка, Г.М. Васильченко, Ю.В. Дудник</b> .....   | 212 |

#### СЕКЦІЯ 4 «ЕНЕРГЕТИКА»

|  |     |
|--|-----|
| ДОСЛІДЖЕННЯ СТРУКТУРИ АНОДНИХ ПЛІВОК МІКРОБНОГО ПАЛИВНОГО ЕЛЕМЕНТА ФІЗИЧНИМИ МЕТОДАМИ<br><b>В.М. Андруховець</b> .....                                   | 217 |
| ВПЛИВ СПОЛУК СІРКИ НА ПРИРІСТ БІОМАСИ МІКРОВОДОРОСТІ CHLORELLA VULGARIS<br><b>К.Е. Будика</b> .....  | 218 |
| ОДЕРЖАННЯ БІОВІДНЮЗ ПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ПУРПУРНИХ БАКТЕРІЙ РОДИНИ RHODOSPIRILLACEAE<br><b>К.В. Демиденко</b> .....                         | 219 |
| МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ СЕЛЕКЦІЇ ТА ГЕННОЇ ІНЖЕНЕРІЇ ДЛЯ ОТРИМАННЯ ВИСОКОПРОДУКТИВНИХ КУЛЬТУР МЕТАНОГЕННИХ БАКТЕРІЙ<br><b>А.І. Доломан</b> ..... | 221 |



|   |     |
|---|-----|
| СОРБЦИЯ ВОДОРОДА ПОРИСТЫМИ КООРДИНАЦИОННЫМИ<br>ПОЛИМЕРАМИ НА ОСНОВЕ ТРЕХЪЯДЕРНЫХ ПИВАЛАТОВ $FE_2MO((CH_3)_3CCO_2)_6$ ( $M = CO^{2+}, NI^{2+}$ ) И<br>ЛИГАНДОВ БИПИРИДИНОВОГО РЯДА |     |
| <b>Н.В. Грабовая, Р.А. Полуни</b> .....   | 222 |
| ВИКОРИСТАННЯ ДИМОВИХ ГАЗІВ ПРИ ВИРОЩУВАННІ МІКРОВОДОРСТЕЙ В ПРОЦЕСІ<br>ОТРИМАННЯ БІОДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА   |     |
| <b>А.А. Кальченко</b> .....   | 223 |
| ГАЗИФІКАЦІЯ БІОМАСИ   |     |
| <b>О.В. Хворостина</b> .....  | 224 |
| ОПРЕДЕЛЕНИЕ ВОДЫ В ТОПЛИВНЫХ ГРАНУЛАХ   |     |
| <b>О.С. Киселева, М.Ф. Буллер, С.П. Ярманова</b> .....  | 225 |
| ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ БІОГАЗОВИХ УСТАНОВОК В УКРАЇНІ   |     |
| <b>Козловець О.А.</b> .....   | 226 |
| ПАРОПРОНИКНІ РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧІ ПОКРИТТЯ   |     |
| <b>В.С. Кулікова, О.В. Миронюк</b> .....  | 228 |
| ИССЛЕДОВАНИЕ ЭФФЕКТА ИОНИЗАЦИИ ПРИ СЖИГАНИИ<br>ПРИРОДНОГО ГАЗА  |     |
| <b>С.А. Куманев, М.П. Сухой, В.В. Булычев</b> .....   | 229 |
| БІОПАЛИВО З МІКРОВОДОРСТЕЙ  |     |
| <b>І.І. Левтун</b> .....  | 230 |
| MICROBIOLOGICAL DEGRADATION OF DIFFERENT CELLULOSE CONTAINING WASTE TYPES<br>WITH HYDROGEN GENERATION   |     |
| <b>Kateryna Nikulina</b> .....  | 231 |
| METHOD OF HYDROGEN RECEIVING WHILE THE DAIRY FACTORY'S WASTE WATER<br>PURIFICATION WITH HELP OF ASSOCIATION OF ANAEROBIC MICROORGANISMS   |     |
| <b>Nadiia Nikulina</b> .....  | 232 |
| ВИКОРИСТАННЯ УЛЬТРАЗВУКОВОЇ КАВІТАЦІЇ У ВИРОБНИЦТВІ<br>БІОДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА   |     |
| <b>О.С. Олійник, Г.Л. Рябцев</b> .....  | 233 |
| ВИКОРИСТАННЯ ТЕРМОХІМІЧНОГО АКУМУЛЯТОРА ДЛЯ<br>НАКОПИЧЕННЯ ТЕПЛОВОЇ ЕНЕРГІЇ   |     |
| <b>Л.С. Осадча, Т.В. Корінчевська</b> .....   | 234 |
| ПЕРСПЕКТИВИ СУМІСНОГО МЕТАНОВОГО ЗБРОДЖУВАННЯ СИЛОСУ КУКУРУДЗИ ТА<br>ГНОЇВКИ  |     |
| <b>Є.С. Перерва</b> .....   | 235 |
| МЕТОДОЛОГІЯ ІДЕНТИФІКАЦІЇ ФАКТИЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК<br>ЕНЕРГЕТИЧНИХ ОБ'ЄКТІВ ГАЗОТРАНСПОРТНОЇ СИСТЕМИ   |     |
| <b>К.О. Приймак</b> .....   | 236 |



|  |     |
|--|-----|
| ЕКОЛОГІЧНІ ФАКТОРИ ВПЛИВУ СИСТЕМИ КЕРУВАННЯ ПРОЦЕСОМ ФЕРМЕНТАЦІЇ У ВИРОБНИЦТВІ БІОЕТАНОЛУ<br><b>І.А. Раухвергер, Л.Д. Ярошук</b> .....   | 238 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ СКЛАДУ ПОЖИВНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ПРОЦЕС БІОЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО ПРОДУКУВАННЯ ВОДНЮ<br><b>К.О. Щурська</b> .....   | 240 |
| ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОЇ ЕКСПЛУАТАЦІЇ РЕЗЕРВУАРУ З ПАЛЬНИМ В УМОВАХ АНТАРКТИКИ<br><b>Д.В. Шевчук, С.О. Цибульник</b> .....  | 241 |
| УТИЛІЗАЦІЯ ТЕПЛОТИ СУШИЛЬНОГО АГЕНТА ПРИ СУШІННІ ДЕРЕВИНИ<br><b>І.О. Шпиль, О.В. Горошко, В.В. Лукашова</b> .....  | 242 |
| МОЖЛИВІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ ПІРОЛІЗНОЇ РІДИНИ В ЯКОСТІ ДОДАТКА ДО ДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА<br><b>О.І. Позднякова, І.Ю. Ширяєва, А.М. Глющенко</b> .....   | 244 |
| МОЖЛИВІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ ДИМОВИХ ГАЗІВ ДЛЯ ВИРОЩУВАННЯ МІКРОВОДОРОСТЕЙ CHLORELLA VULGARIS В ЕНЕРГЕТИЧНИХ ЦІЛЯХ<br><b>І.О. Степанчук</b> .....   | 246 |
| ПРЕДОТВРАЩЕНИЕ УТЕЧЕК В РЕЗЕРВУАРЕ ДЛЯ ХРАНЕНИЯ ЭКОЛОГО-ОПАСНЫХ ВЕЩЕСТВ В АНТАРКТИДЕ<br><b>С.А. Цибульник, Д.В. Шевчук</b> .....   | 247 |
| ІНДУКЦІЙНИЙ ВІТРОЕЛЕКТРОМЕХАНІЧНИЙ НАГРІВАЧ З ЗУБЧАСТИМ РОТОРОМ<br><b>О.С. Атрошенко</b> .....   | 248 |
| ПАРОВА КОНВЕРСІЯ МЕТАНУ НА NI-ВМІСНИХ КОМПОЗИТАХ НА ОСНОВІ СТАБІЛІЗОВАНОГО ОКСИДУ ЦИРКОНІЮ (IV)<br><b>Н.І. Бобир, В.І. Чедрик, К.М. Банюк</b> .....  | 250 |
| ВПЛИВ СКЛАДУ NI-ВМІСНИХ КОМПОЗИТІВ НА ОСНОВІ СТАБІЛІЗОВАНОГО ОКСИДУ ЦИРКОНІЮ (IV) НА КАТАЛІТИЧНУ АКТИВНІСТЬ В ПАРЦІАЛЬНОМУ ОКИСНЕННІ МЕТАНУ<br><b>Н.І. Бобир, Т.К. Шашкова, К.М. Банюк</b> ..... | 251 |
| ОЦІНКА ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ БІОДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА, ОТРИМАНОВОГО ІЗ РІПАКОВОЇ ТА СОНЯШНИКОВОЇ ОЛІЙ<br><b>Ю.І. Крещик, Л.А. Хрокало</b> .....   | 252 |
| РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ ВЫБОРА ОПТИМАЛЬНОГО РАЗМЕЩЕНИЯ ОПОРНОГО ПУНКТА ГАЗОСНАБЖЕНИЯ<br><b>О.Н. Медведева, В.О. Фролов</b> .....   | 254 |





|   |            |
|---|------------|
| ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ УТВОРЕННЯ БІОПЛІВКИ АСОЦІАЦІЇ<br>АНАЕРОБНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ З ЕКЗОЕЛЕКТРОГЕННОЮ<br>АКТИВНІСТЮ |            |
| <b>І.А. Самаруха</b> .....  | <b>255</b> |
| ТЕХНОЛОГІЯ ОТРИМАННЯ СИНТЕТИЧНОГО ГАЗУ З РІДКИХ<br>ОРГАНІЧНИХ ВІДХОДІВ  |            |
| <b>С.В. Петров, С.Г. Бондаренко, В.В. Секеда</b> .....  | <b>257</b> |
| СИСТЕМА ОПТИМАЛЬНОГО КЕРУВАННЯ КАТАЛІТИЧНИМ КРЕКІНГОМ   |            |
| <b>Ю.Г. Бондаренко, Л.Д. Ярошук</b> .....   | <b>258</b> |
| ТЕХНОЛОГІЯ АНАЕРОБНОЇ ФЕРМЕНТАЦІЇ ЦЕЛЮЛОЗНИХ ВІДХОДІВ З ОДЕРЖАННЯМ<br>БІОВОДНЮ                                    |            |
| <b>Д.І. Жураховська</b> .....   | <b>259</b> |

## СЕКЦІЯ 5 «БІОСФЕРА І ЛЮДИНА»

|  |            |
|--|------------|
| ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ КУЛОНОМЕТРИЧНОГО ТИТРУВАННЯ ПІД ЧАС ВИЗНАЧЕННЯ<br>ПАРАМЕТРІВ ЯКОСТІ ЙОДОВАНОЇ СОЛІ        |            |
| <b>О.В. Антонов, Д.А. Городажев, Д.Е. Вовченко, Т.С. Гейко</b> .....   | <b>263</b> |
| ЗНАЧЕНИЕ АКАРОФАУНЫ ДЛЯ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ<br>ПЕЩЕР ГОРНОГО КРЫМА  |            |
| <b>Е.В. Беднарская</b> .....   | <b>265</b> |
| ОДЕРЖАННЯ ТА ЗАСТОСУВАННЯ НАНОДИСПЕРСНОГО ДВУОКИСУ<br>ТИТАНУ   |            |
| <b>В.Г. Олейников, І.А. Василенко, В.Д. Чиванов</b> .....  | <b>267</b> |
| ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕЧНІСТЬ АМПЕРОМЕТРИЧНИХ СЕНСОРІВ КИСНЮ  |            |
| <b>О.М. Ващенко, О.І. Букет</b> .....  | <b>269</b> |
| ВИДІЛЕННЯ ІНДИВІДУАЛЬНИХ ПОЛІМЕРНИХ ФРАКЦІЙ З<br>БАГАТОКОМПОНЕНТНОГО ПОТОКУ ВІДХОДІВ                               |            |
| <b>О.В. Ветрова, Н. Потебня, І.В. Коваленко</b> .....  | <b>270</b> |
| ВОЗДЕЙСТВИЕ НИЗКОЧАСТОТНОГО ЗВУКА НА НАСЕЛЕНИЕ В<br>УСЛОВИЯХ ЖИЛОЙ ЗАСТРОЙКИ НА ПРИМЕРЕ ГОРОДСКОГО ОКРУГА ТОЛЬЯТТИ |            |
| <b>О.В. Бынина, О.В. Воробьева, Е.В. Васильев</b> .....  | <b>272</b> |
| ИСПОЛЬЗОВАНИЕ УНИВЕРСАЛЬНОЙ ЛИМНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ<br>КЛАССИФИКАЦИИ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ                 |            |
| <b>А.И. Галеева, Н.М. Мингазова</b> .....  | <b>273</b> |
| ОЦІНКА АКТУАЛЬНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ MAS-СЕЛЕКЦІЇ В<br>ТВАРИННИЦТВІ, ЯК МЕТОДУ РАЦІОНАЛІЗАЦІЇ<br>ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ   |            |
| <b>Ю.В. Глушаков</b> .....   | <b>274</b> |



|   |     |
|---|-----|
| ВПЛИВ РІЗНИХ ОРГАНІЧНИХ ДОБРИВ НА ФОРМУВАННЯ<br>ЗООПЛАНКТОНУ ВИРОЩУВАЛЬНИХ СТАВІВ<br><b>Т.В. Григоренко</b> .....   | 275 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТУ «СВІДКА»<br>В КУЛЬТУРІ КЛІТИН КІСТКОВОГО МОЗКУ МИШЕЙ<br><b>І.М. Гриник, І.О. Жалейко, І.З. Борбуляк</b> .....  | 277 |
| ЖЕВАТЕЛЬНАЯ РЕЗИНКА, ЧЕГО В НЕЙ БОЛЬШЕ - ВРЕДА ИЛИ ПОЛЬЗЫ?<br><b>И.В. Ерёмнина</b> .....  | 278 |
| МОРФО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ<br>ГИПОТАЛАМО-ГИПОФИЗАРНО-ТИРЕОИДНОЙ СИСТЕМЫ ЛЕСНЫХ МЫШЕЙ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ<br>УСЛОВИЯХ СРЕДЫ<br><b>М.Х. Кармокова, З.Х. Шерхов, Л.К. Шерхова</b> .....                        | 279 |
| СОДЕРЖАНИЕ БЕЛКОВО-СВЯЗАННЫХ АМИНОКИСЛОТ В МЯСНОЙ<br>ПРОДУКЦИИ КАК СПОСОБ ОПТИМИЗАЦИИ ПИЩЕВОЙ ЦЕННОСТИ<br>ПРОДУКТОВ ПИТАНИЯ ЖИВОТНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ<br><b>Е.Б. Кузьмич, А.А. Глазев, Л.И. Нефёдов</b> ..... | 280 |
| ФЛОРИСТИЧЕСКИЕ РАЙОНЫ САМУРСКОГО ХРЕБТА И ДЖУФУДАГА<br><b>М.С. Курбанов, А.А. Теймуров, С.А. Джамалова</b> .....  | 281 |
| ЩІЛЬНІСТЬ ТА БІОТОПІЧНИЙ РОЗПОДІЛ ПОПУЛЯЦІЙ МІДЯНКИ<br>ЗВИЧАЙНОЇ НА ТЕРЕНАХ ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ<br><b>І.В. Білинець, Ф.Ф. Куртяк</b> .....  | 283 |
| ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МАРГАНЦЮ І ГУМУСУ В ЧОРНОЗЕМАХ ЗВИЧАЙНИХ ЛІСОПОКРАЩЕНИХ<br><b>В.В. Легкошкур</b> .....  | 284 |
| ОЦІНКА СТУПЕНЮ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РОСЛИННОЇ ЛІКАРСЬКОЇ СИРОВИНИ, НА<br>ПРИКЛАДІ ЗВІРОБОЮ ЗВИЧАЙНОГО<br><b>В.В. Макогон, І.А. Цвєлодуб, М.С. Білова, І.Ю. Жила</b> .....                                    | 285 |
| МЕТОД ИНДУКЦИИ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ХЛОРОФИЛЛА - САМЫЙ ПЕРСПЕКТИВНЫЙ МЕТОД<br>ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ<br>РАСТЕНИЙ<br><b>А.В. Мильченко</b> .....  | 287 |
| МУТАЦИОННЫЙ СТАТУС ГЕНА FLT3 У БОЛЬНЫХ НА ОСТРЫЙ ЛЕЙКОЗ<br><b>Б.Т. Молеца</b> .....   | 289 |
| ВПЛИВ КРОХМАЛЬНИХ КЛЕЇВ ДЛЯ КАРТОННО-ПАПЕРОВОЇ ПРОДУКЦІЇ, НА РІСТ<br>МІКРООРГАНІЗМІВ В ОБОРОТНІЙ ВОДІ<br><b>О.О. Івашкевич, О.В. Мохначук, Ю.М. Гайовий, Л.П. Антоненко, В.Г. Плосконос</b> .....           | 290 |
| О ФОРМИРОВАНИИ ЭКОЛОГО-ПРИРОДНОГО КАРКАСА Г. КАЗАНИ<br><b>А.В. Никитин, О.В. Сорокина, Н.М. Мингазова, Г.А. Юпина</b> .....   | 291 |
| ВПЛИВ ІНГІБІТОРІВ КОРОЗІЇ МЕТАЛІВ НА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ<br><b>Т.М. Пилипенко, К.В. Пилипенко, В.В. Щепетов</b> .....   | 292 |



|   |     |
|---|-----|
| БІОІНДИКАЦІЙНА ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД<br>А.М. Прищепя, С.М. Піддубняк .....   | 293 |
| ЗАСТОСУВАННЯ БІОПРЕПАРАТІВ ДЛЯ АДАПТАЦІЇ РОСЛИН КАРТОПЛІ<br>IN VITRO ДО УМОВ IN VIVO<br>А.М. Пустовойт .....  | 294 |
| ТОКСИКОЛОГІЧНИЙ ВПЛИВ НАНОРОЗМІРНИХ МАТЕРІАЛІВ ТА<br>ВИЗНАЧЕННЯ ЇХНЬОЇ БЕЗПЕЧНОСТІ<br>В.І. Редькович, В.В. Вембер .....   | 296 |
| ОДЕРЖАННЯ ВОЛОКНИСТИХ НАПІВФАБРИКАТІВ ІЗ СТЕБЛА<br>КУКУРУДЗИ НЕЙТРАЛЬНО-СУЛЬФІТНИМ СПОСОБОМ<br>Д.О. Сіднєва, І.М. Дейкун .....  | 297 |
| ВИКОРИСТАННЯ БІОСУМІСНИХ МІКРОКАПСУЛ З ПОЛІЕЛЕКТРОЛІТІВ ДЛЯ ДОВГОТРИВАЛОГО<br>ПОСТУПОВОГО ВВЕДЕННЯ ЛІКАРСЬКИХ ЗАСОБІВ<br>Х.І. Сорочинська, Д.І. Баскаков, І.С. Давідович .....                            | 298 |
| ВПЛИВ ВМІСТУ АМОНІЙ-ХЛОРИДУ ТА СУЛЬФАТНОЇ КИСЛОТИ НА<br>ПРОЦЕС ОКИСНЕННЯ ХЛОРИД-ЙОНІВ ОКСИДОМ МАНГАНУ (IV)<br>О.П. Степанова, А.В. Окусок .....   | 299 |
| БІОХІМІЧНІ АСПЕКТИ ВПЛИВУ ЦИНКУ НА РІСТ І МЕТАБОЛІЧНУ<br>АКТИВНІСТЬ МІКРООРГАНІЗМІВ РУБЦЯ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ<br>ЗА ДІЇ СВИНЦЮ І КАДМІЮ<br>Н.І. Талоха, Б.М. Куртяк, О.М. Стефанишин, Є.О. Дзень ..... | 300 |
| ВПЛИВ НИЗЬКИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ОРГАНІЗМ МОЛОДОЇ ЛЮДИНИ<br>О.В. Тимчик .....  | 301 |
| ТРАНСФОРМАЦІЯ ЕКОСИСТЕМ КРАЙНЕГО СЕВЕРА ПОД<br>ВОЗДЕЙСТВИЕМ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕННЯ НЕФТЕПРОДУКТАМИ<br>Л.А. Томская, П.Е. Ябловская .....  | 303 |
| ФІТОІНДИКАЦІЯ СТАНУ ҐРУНТІВ ПІДТОПЛЕНИХ ТЕРИТОРІЙ<br>М. КІРОВОГРАДА<br>О.Г. Філімоніхіна, Ю.В. Лихолат .....  | 304 |
| РЕАКЦІЯ ВУГЛЕЦЕВОГО ЦИКЛУ СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ НА ЗМІНУ КІЛЬКОСТІ ОПАДІВ<br>О.О. Халаїм, І.Г. Вишенська .....   | 305 |
| ОЦІНКА ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ ДИХАЛЬНОЇ СИСТЕМИ У<br>СТУДЕНТІВ ПРИРОДНИЧИХ ФАКУЛЬТЕТІВ У РІЗНІ ПЕРІОДИ РОКУ<br>Є.І. Цинтар, Л.С. Язловицька .....  | 307 |
| ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КРУПНЫХ ГОРОДОВ<br>А.С. Шинкарь, Д.И. Измайлова .....  | 308 |



|  |     |
|--|-----|
| ІСТОРИЯ СТВОРЕННЯ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ<br>«ГОЛОСІВСЬКИЙ»<br><b>Л.Я. Юрків</b> .....  | 309 |
| ПРИЧИНЫ БЕСПЛОДИЯ СОВРЕМЕННЫХ ПАР<br><b>А.В. Ярмоленко</b> .....   | 311 |
| ОСОБЕННОСТИ РЕАКЦИИ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ В РАБОТАХ<br>БАТЫГИНА Н.Ф. И СОВРЕМЕННОСТЬ<br><b>В.В. Савиных, Д.А. Фирсов</b> .....                                | 312 |
| НАУЧНЫЕ ПОДХОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ ЭЛЕКТРОМАГНИТНЫХ<br>ПОЛЕЙ ДЛЯ АКТИВАЦИИ РОСТОВЫХ ПРОЦЕССОВ РАСТЕНИЙ<br><b>В.В. Савиных, М.А. Дорофеевнина, А.С. Нефедьев, Д.А. Фирсов</b> ..... | 314 |
| ВПЛИВ АВТОТРАНСПОРТУ НА ЗАБРУДНЕНІСТЬ АТМОСФЕРИ МІСТА<br>КИЄВА<br><b>Т. Бердник</b> .....  | 316 |
| РОСЛИННИЙ ТЕСТ-ОБ'ЄКТ ЦИТОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ<br>ЦИТОТОКСИЧНОГО ВПЛИВУ ДІОКСИДИНУ НА ALLIUM CERA L.<br><b>А. Богданюк</b> .....  | 317 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ АНТИСЕПТИЧНИХ ЗАСОБІВ ДЛЯ РУК<br><b>А. Грабчук</b> .....  | 318 |
| ОЦІНКА ВПЛИВУ ЕКСТРАКТІВ ГЕНЕТИЧНО МОДИФІКОВАНИХ РОСЛИН МОРКВИ НА<br>КИШКОВУ ПАЛИЧКУ<br><b>А. Кожевнікова</b> .....  | 320 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ БАЗАРНОГО ТА МАГАЗИННОГО ВЕРШКОВОГО МАСЛА ЗА<br>МІКРОБІОЛОГІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ<br><b>А. Колодяжна</b> .....  | 321 |
| „ЖИВА ПЛАНЕТА” - ПАРК МОЄЇ МРІЇ<br><b>Є. Лисенко</b> .....   | 321 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕДІНКИ ТА АДАПТАЦІЙ КВАКШІ<br>ЄВРОПЕЙСЬКОЇ В ПРИРОДНИХ ТА ШТУЧНИХ УМОВАХ<br><b>О. Марущак</b> .....   | 323 |
| ДІАГНОСТИКА ХЕЛІКОБАКТЕРІОЗУ ЗА ВМІСТОМ АМІАКУ У<br>ПОВІТРІ, ЩО ВИДИХАЄТЬСЯ<br><b>О. Осіпа</b> .....   | 324 |
| ОТРИМАННЯ ТРАНСГЕННИХ РОСЛИН ТЮТЮНУ, ЩО НЕСУТЬ ГЕН ЛЮДСЬКОГО<br>ІНТЕРФЕРОНУ АЛЬФА-2В<br><b>Є. Прохорова, А. Казанцев</b> .....   | 324 |
| ИССЛЕДОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ОЛЬХИ НА РИЗОСФЕРНУЮ МИКРОФЛОРУ<br><b>А. Рубан</b> .....  | 325 |



|   |     |
|---|-----|
| ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ИОНОВ МЕДИ НА СОСТАВ ИНДОЛЬНЫХ АЛКАЛОИДОВ В КУЛЬТУРЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ КЛЕТОК РАУВОЛЬФИИ   |     |
| <b>И. Симутин</b> .....   | 327 |
| СЕНСОРНІ ТЕХНОЛОГІЇ НА ОСНОВІ КЛАСТЕРІВ СРІБЛА В БІОХІМІЧНИХ, ЦИТОЛОГІЧНИХ І МЕДИЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ                    |     |
| <b>Є. Сорока</b> .....  | 328 |
| ДОСЛІДЖЕННЯ МІКРОФЛОРИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА   |     |
| <b>О. Вакалова</b> .....  | 329 |
| АНТИБАКТЕРІАЛЬНІ ВЛАСТИВОСТІ ДЕЯКИХ РОСЛИН-СУКУЛЕНТІВ   |     |
| <b>О. Загребельна</b> .....   | 330 |
| <b>СЕКЦІЯ 6</b>   |     |
| <b>«СУСПІЛЬСТВО»</b>  |     |
| ПРИНЦИП ИНТЕГРАЛЬНОГО ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОГО РАЙОНИРОВАНИЯ СТРАНЫ НА ПРИМЕРЕ АРМЕНИИ                                       |     |
| <b>В.Л. Асатрян</b> .....   | 335 |
| КОМП'ЮТЕРНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ НАФТОПЕРЕРОБКИ У СЕРЕДОВИЩІ HONEYWELL UNISIM DESIGN                                  |     |
| <b>О.І. Баршацький, А.М. Шахновський, В.В. Янишпольський</b> .....  | 336 |
| ТРЕНАЖЁР ВИРТУАЛЬНОЙ БИОХИМИЧЕСКОЙ ЛАБОРАТОРИИ С ЕСТЕСТВЕННЫМ ИНТЕРФЕЙСОМ КАК СРЕДСТВО УЛУЧШЕНИЯ КАЧЕСТВА ОБРАЗОВАНИЯ |     |
| <b>В.И. Бендюг, В.И. Годзевич</b> .....   | 337 |
| КЛАСТЕРИЗАЦІЯ ЗЕЛЕНОГО ГОСПОДАРСТВА ЯК НАПРЯМ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ                                  |     |
| <b>Ю.В. Федотова</b> .....  | 338 |
| THE CASE FOR INTEGRATION OF RELIGIOUS ASPECTS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE COLLEGE EDUCATION                              |     |
| <b>N.A. Grigorash</b> .....   | 339 |
| ДО ПИТАННЯ ПРО ДОБРОВІЛЬНІСТЬ КОРПОРАТИВНОЇ СОЦІАЛЬНОЇ ВІДПОВІДАЛЬНОСТІ   |     |
| <b>Ю.В. Іванова, Н.М. Денисова</b> .....  | 340 |
| ВКЛЮЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ КОМПОНЕНТИ ДО АКЦИЗУ НА ПАЛЬНЕ  |     |
| <b>О.В. Коваленко</b> .....   | 343 |
| ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ПОЛИТИКА, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ И ВОСПИТАНИЕ – КАК МЕТОДЫ ДЛЯ УСКОРЕНИЯ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМЫ ОТХОДОВ    |     |
| <b>А.М. Коваленко</b> .....   | 345 |
| ПРАВО НА ВІЛЬНИЙ ДОСТУП ДО ЕКОЛОГІЧНОЇ ІНФОРМАЦІЇ   |     |
| <b>А.Г. Козенко, Т.В. Гапека</b> .....  | 346 |



|  |     |
|--|-----|
| ENERGY SECURITY COST AS AN EXTERNLITY – TORELABILITY OF ECONOMY OF UKRAINE<br>AGAINST INCRASING GAS IMPORT PRICE<br><b>Y. Matsuki, P. Bidyuk, G. Kalnytskyi</b> .....      | 348 |
| ПРИРОДООХОРОННИЙ РУХ УЧНІВСЬКОЇ МОЛОДІ ЯК МЕХАНІЗМ<br>ВИХОДУ З ДУХОВНО – ЕКОЛОГІЧНОЇ КРИЗИ СУСПІЛЬСТВА<br><b>А.М. Мехеда</b> .....   | 349 |
| ФОРМУВАННЯ ІНДИКАТОРІВ СТАЛОГО РОЗВИТОКУ ЛІСОВОГО<br>ГОСПОДАРСТВА У РІВНЕНСЬКІЙ ОБЛАСТІ<br><b>Ю.С. Мірко, Б.І. Харченко</b> .....  | 350 |
| ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЕНЕРГЕТИКИ – ГРОМАДСЬКЕ ОБГОВОРЕННЯ<br><b>Н.В. Оліневич</b> .....   | 352 |
| ПРАВОВИЙ АСПЕКТ ВИКОРИСТАННЯ ГЕНЕТИЧНО МОДИФІКОВАНИХ ОРГАНІЗМІВ ЗА<br>ЕКОЛОГІЧНИМ ЗАКОНОДАВСТВОМ УКРАЇНИ<br><b>Д.С. Піддубна</b> .....                                     | 353 |
| ДЕРЖАВНЕ РЕГУЛЮВАННЯ НА РИНКУ НАФТОПРОДУКТІВ:<br>ПРОБЛЕМА ЗАПРОВАДЖЕННЯ НОВИХ ЕКОЛОГІЧНИХ СТАНДАРТІВ<br><b>Г.Л. Рябцев</b> .....   | 354 |
| МОДЕЛЬ СИСТЕМЫ СТАНДАРТОВ СЕРИИ ISO 14000<br><b>А.К. Севастьянов</b> .....   | 355 |
| МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ РАССЕЙЯНИЯ АТМОСФЕРНЫХ<br>ЗАГРЯЗНЕНИЙ<br><b>В.С.Волошин, Т.Г. Данилова, Н.Ю. Елистратова</b> .....   | 357 |
| РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ДЕРЖАВНОЇ СИСТЕМИ<br>ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СУШІ<br><b>М.О. Заїка, Л.О. Яришкіна</b> .....  | 359 |
| ВЛИЯНИЕ СОВРЕМЕННОГО КАПИТАЛИСТИЧЕСКОГО УКЛАДА НА<br>ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОБЩЕСТВА<br><b>В.А. Жовноватая</b> .....  | 360 |
| «ЗЕЛЕНЬИЙ» МЕРЧАНДАЙЗИНГ – КАК ТЕХНОЛОГИЯ УСТОЙЧИВОГО<br>РАЗВИТИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ СФЕРЫ УСЛУГ<br><b>М.Ш. Шамилов, А.К. Каниев, Р.Г. Набиев</b> .....                           | 361 |
| НЕЧІТКЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ,<br>АСОЦІЙОВАНИХ З ПАДІННЯМ МІНІМАЛЬНИХ РІВНІВ ВОДИ,<br>НА ОСНОВІ ЕКСТРАПОЛЯЦІЙ<br><b>Ю.Д. Стефанишина</b> .....                   | 364 |
| РОЗРОБКА ІНФОРМАЦІЙНО-АНАЛІТИЧНОЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ПОВІТРЯНОГО<br>ПРОСТОРУ М. ШОСТКА<br><b>А.Г. Вазієва, М.А. Савицька, О.В. Павленко, О.Ю. Мараховська</b> ..... | 366 |



|  |            |
|--|------------|
| К ВОПРОСУ ОЦЕНКИ ЭКОНОМИЧЕСКОГО УЩЕРБА ДОМОХОЗЯЙСТВ ОТ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НАРУШЕНИЙ<br><b>О.А. Каленская</b> .....      | <b>368</b> |
| ОСНОВНІ ПІДХОДИ ДО МОДЕЛЮВАННЯ КРУГООБІГУ ВІГЛЕЦЮ В ЛІСОВИХ МАСИВАХ<br><b>Г.О. Статюха, А.С. Ходаківська</b> ..... | <b>369</b> |





The background of the entire page is a close-up photograph of numerous water droplets of various sizes on a blue surface. The droplets are in sharp focus, showing highlights and reflections. A semi-transparent dark blue horizontal band is positioned across the middle of the page, serving as a background for the text.

Секція 1  
*«Вода»*





УДК 504 (628.356.64)

## ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД ФЕРУМУ ЗА ДОПОМОГОЮ САПОНІТОВОГО МІНЕРАЛУ

**І.В. Атаманюк, В.В. Співак**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: spivakmax@rambler.ru

У процесі виробництва на машинобудівних, гірничорудних, хімічних підприємствах утворюється значна кількість стічних вод, що містять йони важких та кольорових металів – феруму ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ), нікелю ( $\text{Ni}^{2+}$ ), купруму ( $\text{Cu}^{2+}$ ), хрому ( $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ) та цинку ( $\text{Zn}^{2+}$ ). Такі стічні води не можуть безпосередньо скидатися у водойми і потребують проведення спеціального очищення. Сорбційний метод з використанням як природних так і синтетичних сорбентів широко використовується для очистки природних та промислових стічних вод від катіонів металів. Цей метод дозволяє ефективно видалити з води поллютанту органічного та неорганічного походження [1]. При очистці води від йонів важких та кольорових металів практична задача зводиться до підбору природних матеріалів, що оптимально поєднують економічну рентабельність та ефективну очистку.

Україна – одна з найбагатших країн Європи за запасами природної мінеральної сировини, такої як бентоніти, сапоніти, каолініти. Останнім часом, завдяки геологічній розвідці, виявляються все нові і нові родовища таких дисперсних мінералів. Одне з них – родовище сапонітів Хмельниччини, яке за кількістю та якістю основного мінералу є унікальним не лише для України, а й в світі загалом.

Сапоніт (від лат. *sapo*, родовий відмінок *saponis* — мило), мильний камінь, мінерал з підкласу шаруватих силікатів, групи монтморилоніту [2,3].

Для визначення ефективності очистки води від катіонів феруму сорбційним методом за участі сапоніту та визначення кількісних характеристик процесу використовували статичних метод. Досліджуваний природний сорбент попередньо подрібнювали до розміру зерен 1-2 мм. Стандартний розчин з концентрацією 1000 мг/дм<sup>3</sup> по йону феруму готували розчиненням кристалогідрату  $\text{Fe}(\text{NH}_4)(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ . Робочий діапазон концентрацій становив 10-70 мг/дм<sup>3</sup>. Тобто адсорбцію проводили з модельних розчинів різних концентрацій (від 10 до 70 мг/дм<sup>3</sup>), які готували розбавленням стандартного розчину. Залишкову концентрацію феруму визначали фотометричним методом за стандартною методикою [4]. Робочий діапазон температур для кожної серії дослідів становив 303 – 323 К, що відповідає температурі стічних вод після гальванічних виробництв. рН модельних розчинів знаходився в межах 4-6. За отриманими експериментальними даними було розраховано значення адсорбції катіонів феруму з різною початковою концентрацією на сапонітовому мінералі при різних значеннях температури та розраховано ступінь адсорбції поллютанту (рисунок 1).

Аналіз отриманих результатів показує, що при підвищенні температури від 303 до 313 К ступінь адсорбції поллютанту зменшується, що є цілком закономірним з огляду на термодинаміку процесу. Однак при підвищенні температури до 323 К ступінь адсорбції поллютанту зростає, що може бути пояснено збільшенням константи швидкості процесу, і як наслідок більш повного протікання процесу.

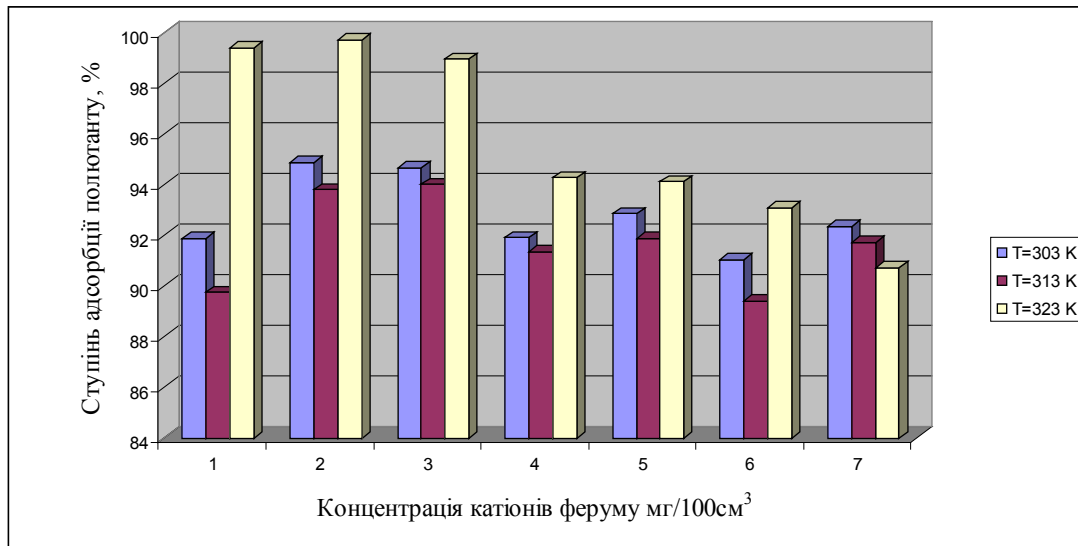


Рисунок 1 – Зміна ступеню адсорбції катіонів феруму в залежності від температури.

#### Література

1. Пляцук Л.Д. Аналіз технологій очистки гальванічних стоків в Україні / Л.Д. Пляцук, О.С. Мельник // Вісник СумДУ.
2. Грицик В.Е. Новые бентонитовые (сапонитовые) провинции Украины и перспективы их освоения. Месторождения природных адсорбентов и перспективы их использования в народном хозяйстве Украины (Тезисы докладов республиканского науч.технического совещания, г.Берегово). Вып. Киев: 1987. – С.38-41.
3. Марцин І.І. Структурно-сорбційні характеристики українського сапоніту / І.І. Марцин, В.В. Манк, М.І. Лебовка // Укр.хим.журнал. – 2001. – Т.67. – №2. – С.98-101. – Бібліогр.: с. 101. – ISSN 0041-6045.
4. Технический анализ и контроль в производстве неорганических веществ/ под ред. Н.С. Торшечникова. М.: Высшая школа, 1986. 280с.



УДК 628.3

### АНАЕРОБНО-АЕРОБНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД МОЛОКОЗАВОДІВ

І.Н. Ахмедова

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: Irada\_@i.ua

Технології біологічного очищення стічних вод, які використовуються на очисних станціях промислових підприємств, в тому числі молокозаводів, і міст в Україні, потребують вдосконалення в зв'язку із зменшенням водоспоживання і, відповідно, збільшенням



концентрації забруднень в них; збільшенням нерівномірності надходження стічних вод в каналізаційну мережу; утворенням на очисних спорудах величезних об'ємів осадів і надлишкового активного мулу, які потребують зневоднення, стабілізації, дезінфекції і утилізації.

Стічні води молокозаводів містять високі концентрації забруднень неорганічного і органічного походження, що досягають за завислими речовинами - 2000 г/м<sup>3</sup>, за ХСК - 3700 г/м<sup>3</sup>, за БСК до - 2500 г/м<sup>3</sup> [1]. Внаслідок цього очищення стічних вод молокозаводів представляє собою складну задачу, вирішення якої є актуальним на даний час.

Для очищення стічних вод молокозаводів запропонована нова унікальна технологія ступеневого анаеробно-аеробного очищення. З метою збільшення концентрації біомаси в спорудах доцільно використовувати носії з штучного волокна [2], на яких прикріплюються селекціоновані на даному ступені очищення мікроорганізми.

Моделльні розчини були приготовлені з молочної сироватки, що містить всі інгредієнти стічних вод молокозаводу, тільки у більших концентраціях, шляхом розбавлення відстояною водопровідною водою у відношенні 1/10. Вміст у них органічних речовин становив 3700-5550 мг/л.

Лабораторна установка складається з двох анаеробних і трьох аеробних біореакторів, з'єднаних послідовно. Розчин подавався в перший анаеробний біореактор, а потім послідовно проходив очищення в наступному анаеробному і далі в аеробних біореакторах. В анаеробних біореакторах за допомогою насосів, установлених в нижній частині, і рециркуляційного трубопроводу з отворами для розбризкування води, здійснювалось перемішування реагуючих мас. В аеробні секції подавали повітря за допомогою мікрокомпресора для підтримання концентрації розчиненого кисню в межах 1,6-2,5 г/м<sup>3</sup>.

Для іммобілізації біомаси в реакторах влаштовані носії завантаження типу ВІЯ.

Показник ХСК розчину сироватки становив 2400 мг/л, а ХСК очищеної води – 120 мг/л. Ефективність роботи установки за ХСК - 95%, в тому числі ефективність роботи в анаеробних реакторів – 85%, аеробних – 67 %.

#### Література

1. Горбань Н.С. Очистные сооружения предприятий мясной и молочной промышленности // Матеріали науково-практичної конференції «Вода та Довкілля» V Міжнародного Водного Форуму «AQUA UKRAINE - 2007», 9-11 жовтня 2007, Київ. – К.: 2007. - С. 109-110.
2. Саблій Л.А., Кононцев С.В. Біотехнологія очищення стічних вод підприємств молочної промисловості // Вісник УДУВГП, вип.. 2 (21), 2003. - С. 142-150.





УДК 544.022:544.774.2

**АДСОРБЦІЙНІ ВЛАСТИВОСТІ МЕЗОПОРУВАТИХ КРЕМНЕЗЕМІВ,  
ФУНКЦІОНАЛІЗОВАНИХ КАРБОКСИЛЬНИМИ ТА  
АМІНОКАРБОКСИЛЬНИМИ ГРУПАМИ**

**Д.С. Бакуліна, О.А. Дударко, А.К. Матковський, Г.Ю. Юрченко, Ю.Л. Зуб**  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ 03056  
e-mail: snyff@ukr.net

Сорбенти неорганічної природи, які містять в поверхневому шарі залишки карбонових кислот, знаходять широке використання в адсорбційних, каталітичних, іонообмінних процесах, як носії в хроматографії, для розділення металів тощо [1,2]. Особливу цікавість викликають синтезовані темплатним методом в кінці 90-х років мезопоруваті матеріали типу SBA-15. Це обумовлюється можливістю варіювання під час їх синтезу параметрів поруватої структури, а також підвищеною механічною стійкістю матеріалів цього типу завдяки достатній товщині стінок пор. Тому одержання функціоналізованих сорбентів велось нами в умовах, близьких до умов синтезу кремнеземів зі структурою SBA-15. Дослідження синтезованих зразків різними методами (РФА, ПЕМ, ІЧС, адсорбційний метод) показало, що вони мають впорядковану гексагональну структуру, високі значення питомої поверхні та містять карбоксильні групи. Після обробки киплячою соляною кислотою структура сорбентів не змінювалася, однак очікувалися зміни у складі поверхневого шару. Мета цієї роботи – дослідити адсорбційні властивості цих матеріалів і оцінити доступність активних центрів для адсорбційної взаємодії з молекулами різної електронної будови.

Шляхом адсорбції парів н-гексану, піридину та диетиленаміну (ДЕА) досліджено структурно-адсорбційні властивості ряду мезопоруватих зразків (табл. 1). Як видно з таблиці, зразки проявляють специфічні адсорбційні властивості по відношенню до диетиленаміну та піридину, які мають основний характер. Величини адсорбції ДЕА та піридину є більшими, ніж для н-гексану, що свідчить про доступність протонодонорних функціональних груп. Отже, синтезовані мезопоруваті кремнеземи містять карбоксильні групи в поверхневому шарі, які доступні для адсорбційних взаємодій з електродонорними молекулами.

Таблиця 1. Адсорбційні властивості досліджуваних зразків

| Зразок | Величина адсорбції (а, см <sup>3</sup> /г) при р/р <sub>с</sub> =0,20 |          |         |              |
|--------|---|----------|---------|--------------|
|        | азот  | н-гексан | піридин | диетиленамін |
| C1m    | 0,22  | 0,15     | 0,26    | 0,32         |
| C1ma   | 0,23  | 0,17     | 0,24    | 0,32         |
| N1m    | 0,24  | 0,15     | 0,21    | 0,28         |
| N1ma   | 0,25  | 0,15     | 0,19    | 0,27         |

Примітка: C1m та C1ma – зразки з карбоксильними групами; N1m та N1ma – зразки з амінокарбоксильними групами; m – до кислотної обробки, а ma – після неї.





## Література

1. Салдадзе К.М., Копылова-Валова В.Д. Комплексообразующие иониты (комплекситы). –М.:Химия, 1980, - 336 с.
2. Холин Ю.В., Зайцев В.Н. Комплексы на поверхности химически модифицированных кремнеземов. – Харьков: Фолио, 1997. - Том 3.- 136 с.



УДК 504.05:65.011.03

## ВИЗНАЧЕННЯ ВІДПОВІДНОСТІ ГІДРОТЕХНІЧНИХ СПОРУД КЛАСАМ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ЇХ ЕКСПЕРТИЗИ МЕТОДОМ АНАЛІЗУ ІЄРАРХІЙ

Д.В. Стефанишин, Д.Е. Бенатов

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору

НАН України

e-mail: dvstefanyshyn@yahoo.com

Розглядається задача визначення відповідності основних гідротехнічних споруд (гідроспоруд) 18 провідних гідровузлів України класам, що регламентуються новими будівельними нормами (ДБН В.2.4.-3:2010 [1]), за результатами експертизи а portfolio методом аналізу ієрархій на основі попарного порівняння за основними факторами, що визначають природно-техногенну безпеку гідроспоруд.

З 2011 року в Україні зі введенням ДБН В.2.4.-3:2010 [1] діє оновлена класифікація гідроспоруд за наслідками (відповідальністю), згідно з якою всі гідроспоруди мають поділятися на три класи СС3, СС2, СС1, а клас СС2, в свою чергу, додатково поділяється на два підкласи (СС2-1, СС2-2).

Поділ гідроспоруд на класи є загальноновизнаним підходом до забезпечення їх надійності й безпеки, практикується у більшості країн з розвиненим гідротехнічним будівництвом, і рекомендується до використання Міжнародною комісією з великих гребель [2]. Завдяки поділу на класи здійснюється градація гідроспоруд з врахуванням потенційної небезпеки їх експлуатації. Вважається, що чим більшим аварійним потенціалом за наслідками споруда володіє, тим вищим за рангом має бути її клас, щоб на процедурному рівні гарантувати необхідний рівень її техногенної безпеки [3].

При цьому формальна відповідність гідроспоруд, що знаходяться в експлуатації тривалий час, зокрема тих, що проектувалися за старими нормами, класам, що регламентуються новими нормами, може розглядатися в якості критерію їх безпеки. Тобто, якщо клас СС<sub>exp</sub>, якому має відповідати гідроспоруда за результатами експертизи, за рангом R виявляється не нижчим за клас СС<sub>norm</sub>, що регламентується нормами, то гідроспоруда визнається безпечною.

При ранжируванні класів зліва направо у порядку зменшення відповідальності гідроспоруди маємо ранги класів R(СС3) = 1, R(СС2-1) = 2, R(СС2-2) = 3, R(СС1) = 4. Тоді критерій безпеки гідроспоруди щодо відповідності класу буде:

$$R(СС_{exp}) \geq R(СС_{norm}), \quad (1)$$

де R(СС<sub>exp</sub>) – ранг класу СС<sub>exp</sub>, якому має відповідати гідроспоруда за результатами експертизи; R(СС<sub>norm</sub>) – ранг класу гідроспоруди, який регламентується нормами.



При вирішенні задачі така відповідність встановлювалася з використанням результатів експертизи на основі попарного порівняння гідроспоруд в сукупності (а portfolio) методом аналізу ієрархій [4].

Портфель (portfolio) гідроспоруд, що підлягали попарному порівнянню за факторами впливу на природно-техногенну безпеку, складався з основних гідроспоруд 18 гідровузлів: Каховського (клас СС3;  $Ks1 = 0,138$ ); Кременчуцького (клас СС3;  $Ks2 = 0,181$ ); Київського (клас СС2, підклас СС2-1;  $Ks3 = 0,134$ ); Запорізького (клас СС3;  $Ks4 = 0,083$ ); Канівського (клас СС2, підклас СС2-1;  $Ks5 = 0,058$ ); Дніпродзержинського (клас СС2, підклас СС2-1;  $Ks6 = 0,058$ ); Дністровського (клас СС3;  $Ks7 = 0,057$ ); Червонооскільського (клас СС2-2;  $Ks8 = 0,031$ ); Печенізького (клас СС2-2;  $Ks9 = 0,026$ ); Карачуновського (клас СС1;  $Ks10 = 0,026$ ); Ладижинського (клас СС1;  $Ks11 = 0,024$ ); Кураховського (клас СС1;  $Ks12 = 0,024$ ); Бурштинського (клас СС1;  $Ks13 = 0,024$ ); Хрінниківського (клас СС1;  $Ks14 = 0,024$ ); Іскрівського (клас СС1;  $Ks15 = 0,024$ ); Щедрінського (клас СС1;  $Ks16 = 0,04$ ); Тереля-Рікського (клас СС1;  $Ks17 = 0,024$ ); Касперівського (клас СС1;  $Ks18 = 0,024$ ). В дужках вказані класи та підкласи за наслідками, яким мають відповідати основні гідроспоруди кожного з гідровузлів, згідно з новими нормами (ДБН В.2.4.-3:2010 [1]), та оцінки глобальних пріоритетів ( $Ksi, i = 1,18$ ) щодо схильності гідровузлів до формування загроз природно-техногенній безпеці, отримані за результатами експертизи методом аналізу ієрархій. З метою формування репрезентативного портфеля забезпечувалася належність вибраних для порівняння гідроспоруд різним класам, що встановлювалися при проектуванні.

Для вирішення задачі кожному з класів СС3, СС2-1, СС2-2, СС1 за наслідками та отриманим в результаті експертизи оцінкам глобальних пріоритетів щодо схильності гідровузлів до формування загроз природно-техногенній безпеці приписувалися за допомогою логарифмічної шкали кількісні значення, в балах, індексу небезпеки  $I_h$ :

$$I_h = \mu(h) \cdot \lg(h) + h_0, \quad (2)$$

де  $h$  – параметр, що характеризує рівень небезпеки (при експертизі рівні небезпеки кожної з 18 гідроспоруд характеризувалися значеннями глобальних пріоритетів  $Ksi, i=1,18$ );  $\mu(h)$ ,  $h_0$  – модуль і нуль-пункт логарифмічної шкали для параметра  $h$ :

$$\mu(h) = \frac{L}{\lg(h_{\max}) - \lg(h_{\min})}, \quad y_0 = -\mu(h) \cdot \lg(h_{\min}), \quad (3)$$

де  $h_{\max}$ ,  $h_{\min}$  – значення  $h$  при максимальному і мінімальному рівнях небезпеки, відповідно;  $L$  – довжина шкали оцінювання  $I_h$  (приймалася рівною 10 балам).

Приналежність гідроспоруд до різних класів за рівнем нормативної небезпеки характеризувалася щорічною ймовірністю перевищення  $P$ , %, розрахункових максимальних витрат води основного і перевірного випадків: СС3 – 0,01%, 0,1%; СС2-1 – 0,1%, 1%; СС2-2 – 0,5%, 3%; СС1 – 1%, 5%.

В результаті досліджень було встановлено, що критерій (1) порушується для основних гідроспоруд Київського гідровузла, які за результатами експертизи мають відповідати вищому за рангом класу СС3, а не СС2-1, згідно з нормами [1].

#### Література

1. ДБН В.2.4.-3:2010. Гідротехнічні споруди. Основні положення. –К.: Міністерство регіонального розвитку та будівництва України, 2010. 37 с.
2. The use of risk analysis to support dam safety decisions and management. Trans. of the





- 20-th Int. Congress on Large Dams. Vol. 1. Q. 76. Beijing-China, 2000. 896 p.
3. Стефанишин Д.В., Бенатов Д.Е. Методика експертної оцінки безпеки гідротехнічних споруд на основі їх ранжирування за класами// Вісник НУВГП. Зб. наукових праць. Вип. 3 (47). Частина 1. Рівне: НУВГП. 2009. С.513-519.
  4. Бенатов Д. Е. Застосування методу аналізу ієрархій (МАІ) для порівняльної оцінки факторів загроз природно-техногенній безпеці гідровузлів України та механізмів їх запобігання // Экотехнологии и ресурсосбережение. Вип. 4. Київ. 2003. С. 52-58.



УДК 628.33

## АНАЕРОБНЕ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД НА ПЕРШІЙ СТАДІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ

**М.В. Бляшина, Л.А. Саблій**

Національний університет водного господарства та природокористування  
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33000  
e-mail: mariya\_m2007@ukr.net

Забруднення поверхневих джерел, не якісно очищеними стічними водами, є однією з найгостріших проблем в збереженні екосистеми. Діючі очисні споруди, в результаті зміни життєдіяльності людини, потребують наступного доочищення стічних вод, або повної модернізації діючих очисних споруд, так як після очищення ряд забруднень (азот, фосфор, органічні забруднення) перевищують допустимі концентрації для скидання в поверхневі джерела. На нашу думку альтернативним методом вирішення ряду проблем роботи біологічних очисних споруд, є анаеробне очищення стічних вод на початковій стадії, яке б передувало аеробному очищенню.

Процес метанової ферментації, довгі роки застосовувався лише для обробки осадів та висококонцентрованих стічних вод. Та на сьогоднішній день застосування анаеробного очищення набуває все ширшого застосування в різних галузях [1, 2].

В лабораторних умовах нами було встановлено, на стічних водах з початковою ХПК до 300 мг/л, що 62% забруднень забирається в ректорах анаеробної дії і 38% в аеробних реакторах. На рис.1 показано графік залежності видалення ХПК в анаеробно-аеробних умовах, де Р-II, Р-III – анаеробні реактори, Р-IV – аеробний реактор.

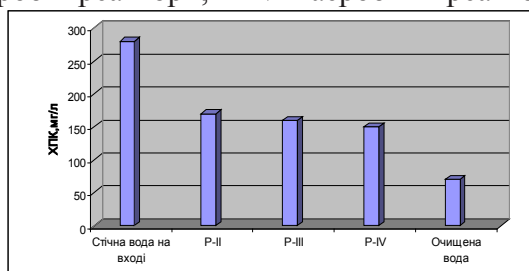


Рис.1. Видалення ХПК в анаеробно-аеробних умовах



Застосування анаеробного очищення на початковій стадії здійснювалось при використанні анаеробно-аеробної технології з іммобілізованими мікроорганізмами.

Література

1. Лео Хабетс, компанія RAQUES, Голландія. Використання анаеробного біореактора. - Вода і водоочисні технології. - №4, 2008. с.54.
2. Храменков С.В., Данилович Д.А. Предварительная анаэробная очистка концентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности. – ВСТ - №1, Ч2. 2006р. с.28



УДК 66.023

## **ВДОСКОНАЛЕННЯ ХОЛОДИЛЬНИКА ДИСПЕРСНИХ МАТЕРІАЛІВ ВИРОБНИЦТВА СУЛЬФАТУ АЛЮМІНІЮ**

**А.С. Богатир**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: annabogatyр@mail.ru

Останнім часом значно збільшилось різноманітність домішок в природних водах зі значним сезонним коливанням їх складу та кольору. Це потребує великих зусиль по освітленню та знебарвленню вод, для чого традиційно використовуються різні коагулянти.

Традиційні природні коагулянти - глини, алюмосилікати, які складаються в основному з солей металів алюмінію, заліза та ін. Саме солі металів і мають властивості, що коагулюють (що зв'язують). Першими дослідями коагуляції можна вважати спроби очищення води сольовими розчинами NaCl, але одновалентний Na має дуже малу міру коагуляції. Двовалентні метали мають міру коагуляції в 30 разів більшої, ніж одновалентні, а тривалентний Al - має міру коагуляції в 1000 разів більшої, ніж одновалентний Na.

Очищений технічний сульфат алюмінію найкраще підходить для очистки великих об'ємів води від грубо дисперсних грязьових та колоїдних забруднень .

У відповідних схемах для формування готової продукції у вигляді гранул використано холодильник псевдозріженого шару.

Існуюча розроблена схема виробництва працює наступним чином.

Пульпа від двох ліній виробництва надходить до приймальнику пульпи. Після чого направляється до гранулятору киплячого шару, де відбувається утворення гранул. Потік повітря для створення горючої суміші та охолодження гранул в холодильнику забезпечується повітродувкою. Далі розчин потрапляє в пилову камеру. В пиловій камері рециркулянт повертається назад в гранулятор. Сформовані гранули, охолоджуючись в холодильнику, направляються в бункер для зберігання.

Готовий матеріал осаджується в циклоні. Потік очищених газів подається димососом в скруббер для мокрої очистки. Після цього газу виходять в атмосферу.

Сформовані гранули, маючи високу температуру, в межах 150-300°C, можуть злипатися між собою в бункері. Тому, перед вивантаженням в бункер, є необхідність їх охоло-

дження. Цей процес відбувається в холодильнику.

В технологічній лінії виробництва сірчаноокислого алюмінію для охолодження гранул готового продукту використано холодильник псевдозрідженого шару.

В основу проведених авторами досліджень було покладено задачу вдосконалення апарату псевдозріджуючого шару, таким чином, щоб при вивантаженні класифікувати матеріал, що сушиться, полегшити вивантаження крупної фракції.

Поставлена задача вирішується тим, що в апараті псевдозрідженого шару зроблені додаткові стінки, які дозволяють поділити робочу камеру на три зони. У першій зоні вивантажується дрібна фракція, у другій - середня фракція, а в третій зоні – крупна фракція. Для ефективного проведення технологічного процесу газорозподільна решітка, містить сукупність прямолінійних елементів, розміщених паралельно один одному з утворенням різних проміжків між ними.

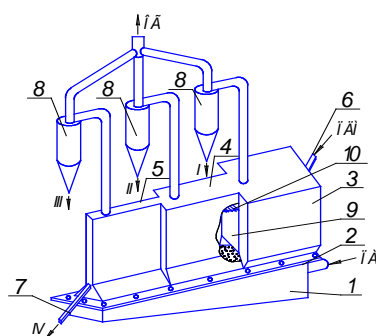


Рис. 1.1. Схема холодильника псевдозрідженого шару:

1- підрешітна камера; 2- газорозподільна решітка; 3,4,5- робочі камери, відповідно, дрібної, середньої та крупної фракції; 6,7- завантажувальний пристрій ПДМ та відведення КФ, відповідно; 8-циклони; 9-вертикальна поперечна перегородка між секціями; 10- жалюзійная решітка; I, II, III и IV – вивантаження, дрібної, середньої та крупної фракції; ПА – псевдозріджений агент; ПДМ – полідисперсний матеріал.

Таким чином, використання запропонованої установки для обробки сипких матеріалів у псевдозрідженому шарі, розширює технологічні можливості апарата за умови відносно простих конструкцій та забезпечує ефективне оброблювання найрізноманітніших матеріалів.

Література

1. Обзор рынка сульфата алюминия в СНГ—Москва, 2008—11 с.
2. Ю.И. Хвастухин, Н.К. Когута. Гранулирование и обжиг в псевдосжиженном слое.-К.: Наукова думка, 1988, с.39-41,





УДК 628.17:658.26:681.5

## ВИБІР СУПЕРСТРУКТУРНОЇ ПРОЦЕДУРИ ДЛЯ ОПТИМІЗАЦІЇ СХЕМ ВОДОСПОЖИВАННЯ

**І.С. Борзова, А.М. Шахновський**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: fiestais@ukr.net

Вода є одним із ключових природних ресурсів, що використовуються в побуті, промисловості, сільськогосподарських виробництвах. Внаслідок зростаючого споживання води і поступової деградації джерел води спостерігається нестача водних ресурсів належної якості, а також збільшення вартості таких ресурсів. Актуальною є також проблема відведення стічних вод, зокрема, промислових стоків, та відповідного навантаження на очисні споруди. Вирішення вказаних проблем водопостачання та водовідведення неможливе без раціональної організації стадії споживання води. Отже, постає проблема оптимального оперування схемами водоспоживання (ВС).

Ефективним рішенням цієї проблеми є проектування такої схеми промислового ВС, використання якої б зменшувало витрати водних ресурсів на промисловому підприємстві шляхом оптимального перерозподілу потоків схеми, максимально можливого повторного використання потоків відпрацьованої води та мінімального використання свіжої води. Ставиться задача мінімізувати споживання свіжої води (тобто води із зовнішніх відносно даної схеми ВС джерел) і обсяги стічних вод, що надходять на очищення. Поставлена у такому вигляді проблема носить оптимізаційний характер. Тому проблему вирішують у формі задач математичного (лінійного, нелінійного, цілочисельного) програмування з обмеженнями. Подібний підхід реалізують процедур структурної оптимізації схем ВС [1-4].

У рамках представленого дослідження вирішувалася задача вибору ефективної в техніко-економічному та екологічному сенсі процедури структурної оптимізації схем ВС, виходячи з наступної специфіки задач, які будуть вирішуватися. Для кожного процесу в схемі ВС джерелами води може бути потік свіжої води, потік води від інших процесів, що використовують воду, або процесів часткового очищення (регенерації) води. Реалізоване у схемі ВС повторне використання води можна розділити на такі види: а) повторне використання без регенерації: використання стічних вод від одного процесу як надходження до іншого процесу; б) повторне використання з регенерацією: використання відновленого потоку стічних вод від одного процесу до іншого; в) рецикл: використання стічних вод від процесу як надходження для того ж самого процесу (рецикл).

Порівняльний аналіз за описаними вище параметрами (тип задачі математичного програмування, можливість врахування часткового очищення води у схемі, типу повторного використання, тощо) наявних процедур оптимізації здійснювався із використанням множини тестових задач проектування схем ВС малої та середньої розмірності. Із процедур [1], [3], [4], що зводяться до вирішення задачі нелінійного програмування за найбільш ефективну визнано процедуру [3], що розроблена для проектування та модернізації схем ВС із частковим очищенням потоків води, із врахуванням взаємного впливу між процесами. Більш проста у реалізації процедуру [1] на базі задачі лінійного програмування показала гірші результати через неможливість врахування взаємного впливу між процесами водоспоживання. Отже, за результатами аналізу у якості основного для подальших розрахунків було обрано суперструктурну процедури оптимізації схем водоспоживання [3].



## Література

1. Faria D. C. Optimization of water networks in industrial processes / Debora Campos de Faria, Antonio Augusto Ulson de Souza, Selene Maria de Arruda Guelli Ulson de Souza // Journal of Cleaner Production. – 2009. – 17. pp. 857–862.
2. Matijasevic L. A water network optimization using MATLAB-A case study / Ljubica Matijasevica, Igor Dejanovica, Damjan Spojab // Resources, Conservation and Recycling. – 2010. – 54. – pp. 1362–1367.
3. Feng X. Grass-roots design of regeneration recycling water networks / Xiao Feng, Jie Bai, Huimin Wang, Xuesong Zheng // Computers & Chemical Engineering. – 2008. – Volume 32. – Issue 8. pp. 1892-1907.
4. Статюха Г.О. Моделювання схем промислового водоспоживання на основі методу структурних параметрів / Г. О. Статюха, О. О. Квітка, А. М. Шахновський // Экологические технологии и ресурсосбережение. – 2003. – №5. – с. 57-62.



УДК 546.72

**ОЧИСТКА ОТРАБОТАННЫХ ТРАВЯНЫХ РАСТВОРОВ С ПОМОЩЬЮ МЕЛАМИНОФОРМАЛЬДЕГИДНЫХ ПОЛИМЕРОВ****И.А. Василенко, Е.А. Якимчук**

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»  
пр. Гагарина, 8, г. Днепропетровск, 49005  
e-mail: InnaV@i.ua

Травлением называется удаление с поверхности металлов окислов, ржавчины и окалина в растворах кислот, солей или щелочей. При травлении стальных изделий образуется большое количество отходов в виде кислых железосодержащих стоков (отработанных травяных растворов).

На сегодняшний день существует большое количество методов переработки отработанных травяных растворов. Например:

1. Механические – усреднение, процеживание, отстаивание (гравитационное и центробежное), фильтрация.
2. Химические – нейтрализация и окисление.
3. Биологические – аэробное окисление и анаэробное сбраживание.
4. Физико-химические - флотация, сорбция, электрокоагуляция, электролиз, электродиализ, экстракция, ионный обмен, мембранные методы, аэрация, термические методы (выпаривание и испарение, сжигание, сушка осадка и др.), кристаллизация и др.

Такие методы являются экономически невыгодными и трудоемкими. К их основным недостаткам можно отнести: высокое содержание солей в очищенной воде, большие затраты реагентов, потребность в значительных площадях для сооружения шламонакопителей, сложность процесса извлечения осажденных металлов с полученных шламов [1].

С целью достижения более высокой степени очистки отработанных травяных растворов предлагается новый метод их утилизации с использованием



меламиноформальдегидных смол, эти смолы являются продуктами полимеризации меламин и формальдегида [2].

Предлагаемый метод заключается в том, что в зависимости от pH и температуры процесса гидролиза, а так же концентрации исходного железосодержащего сырья образуется стабильный золь гидроксида железа(III) с нанодисперсными частичками твердой фазы близкими к монодисперсным, то есть с узким распределением частиц твердой фазы по размерам. Введение меламин и формальдегида в реакционную смесь позволит получить меламиноформальдегидный полимер, который структурно связывает частички золя гидроксида железа(III) в конгломераты, тем самым обеспечивая возможность проведения фильтрации, промывания и сушки целевого продукта. Результатом проведенной работы является получение желтого железистоокисного пигмента. Этот пигмент используется в лакокрасочной промышленности для придания необходимых свойств лакокрасочным покрытиям (защитных, декоративных, физико-механических и др.).

Предложенный способ является экономически эффективным, позволяет сократить длительность ведения процесса получения частичек гидроксида железа заданного размера и цвета, повысить дисперсность порошка и регулировать размеры частичек в ходе синтеза.

Литература:

1. Вайнштейн И.А. Очистка и использование сточных вод травильных отделений. – М.: Металлургия, 1986. – 202с.
2. Виршпа З., Бжезинский Я. Аминопласты М. : Химия. 1974. – 343 с.



УДК 546.72

## ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПОЛУЧЕНИЯ ЗАТРАВОЧНЫХ КРИСТАЛЛОВ ЖЕЛТОГО ЖЕЛЕЗООКИСНОГО ПИГМЕНТА ИЗ ОТРАБОТАННЫХ ТРАВИЛЬНЫХ РАСТВОРОВ

**И.А. Василенко, И.А. Жовтяк**

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

пр. Гагарина, 8, г. Днепропетровск, 49005

e-mail: InnaV@i.ua

В настоящее время отработанные травильные растворы не используются и не перерабатываются. Эти отходы содержат в своем составе соли железа и могут быть использованы для синтеза железистоокисных пигментов [1].

Железистоокисные пигменты – это пигменты, цвет которых обусловлен присутствием в них железистоокисидов. Природные железистоокисные пигменты встречаются в виде горных пород и минералов или в виде земель и глинистых пород. Синтетические пигменты получают на химических производствах различными способами. Пигменты применяют в производстве лакокрасочных материалов для покраски всех видов пластмасс, плёнок, искусственных волокон, бумаги, строительных материалов, то есть везде, где нужно улучшить декоративные, а также защитные свойства изделий. Свойства синтезированных

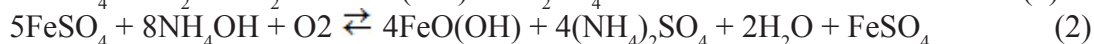
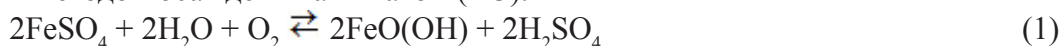




желтых железокисных пигментов (гетита) главным образом зависит от условий получения затравочных кристаллов [2]. В Украине производят пигмент только II и III сортов, что обусловлено недостатком исходного сырья и недостатками существующих технологий.

Поэтому целью работы является установление оптимальных условий получения затравочных кристаллов желтого железокисного пигмента из отработанных травильных растворов для оптимизации существующих технологий получения пигментов и улучшения свойств получаемого продукта.

Экспериментальным путем были проведены исследования дисперсности реальных осадков гетита, полученных термическим гидролизом, гидролизом в присутствии карбамида и методом осаждения аммиаком (1-3).



В результате эксперимента было установлено, что изменение среднего числа частиц в агрегатах ( $N_{\text{ср}}$ ), которое характеризует их геометрический размер, при гидролизе в присутствии карбамида более медленное и растянутое во времени, чем при осаждении гетита аммиаком. Это преимущество дает возможность управлять размерами агрегатов твердой фазы в ходы синтеза. Кроме того, при термическом гидролизе и гидролизе с карбамидом конечное значения ( $N_{\text{ср}}$ ) значительно меньше, то есть твердая фаза образовывается более дисперсной, с меньшими размерами частиц, о чем свидетельствуют и гистограммы распределения агрегатов за размерами. Также при термическом гидролизе изменение pH реакционной среды происходит незначительно, что исключает возможность прохождения параллельных реакций и позволяет получать пигмент однородного состава.

Литература:

1. Шабанова Н.А., Попов В.В., Саркисов П.Д. Химия и технология нанодисперсных оксидов: Учебное пособие. – М.: ИКЦ “Академкнига”, 2006. – 309 с.
2. Беленький Е.Ф., Рискин И.В. Химия и технология пигментов. – М.: Химия, 1974. – 656 с.



УДК 678.5

## ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПОЛИКОНДЕНСАЦИИ КАРБАМИДА И ФОРМАЛЬДЕГИДА В ОТРАБОТАННЫХ ТРАВИЛЬНЫХ РАСТВОРАХ

И.А. Василенко, Е.В. Манн

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

пр. Гагарина, 8, г. Днепропетровск, 49005

e-mail: InnaV@i.ua

В современном мире остро стоит проблема утилизации огромного количества накопившихся отходов. Отработанные травильные растворы и промывные воды, образующиеся в процессе травления стали, на металлургических и машиностроительных предприятиях практически не используются и не перерабатываются. Такие отходы со-



держат значительное количество солей железа (100÷600 г/л) и могут быть использованы для синтеза железистых пигментов (желтых, красных, коричневых и черных). Эти пигменты широко используются в лакокрасочной, радиоэлектронной и строительной промышленности [1].

Современная тенденция направлена на поиск новых путей улучшения свойств уже известных продуктов методами их модифицирования. Поэтому разрабатывается технология получения черных железистых пигментов, модифицированных карбамидоформальдегидными полимерами, из отработанных травильных растворов. Технология заключается в осаждении частичек оксида железа на поверхность частиц продуктов поликонденсации карбамида и формальдегида (карбамидоформальдегидного полимера). Модифицирование пигментов карбамидоформальдегидными полимерами позволит улучшить износостойкие и декоративные свойства продукта, а так же сократить время синтеза, фильтрации и промывки получаемого пигмента.

Полимеры – это высокомолекулярные соединения, неорганические и органические, аморфные и кристаллические вещества, получаемые путём многократного повторения различных групп атомов, называемых «мономерными звеньями», соединённых в длинные макромолекулы химическими или координационными связями. Роль полимеров в промышленности очень важна [2].

На первом этапе исследований возникает необходимость изучения кинетических и технологических особенностей взаимодействия карбамида и формальдегида в присутствии солей железа в кислой среде (в отработанных травильных растворах).

Осаждение карбамидоформальдегидного полимера является сложным процессом. Этот процесс протекает через стадии химического взаимодействия исходных реагентов с образованием малорастворимых соединений образующих затем твёрдую фазу дисперсных продуктов. В ходе экспериментов было установлено, что для максимального выхода продукта и минимального количества свободного формальдегида в фильтрате процесс поликонденсации необходимо проводить при  $\text{pH} \leq 4$ , температуре 20÷500С и мольном соотношении карбамида к формальдегиду 1,0÷(1,1-1,5). Присутствие соли железа катализирует процесс взаимодействия карбамида с формальдегидом, ускоряя скорость процесса поликонденсации.

В результате эксперимента были получены высокодисперсные осадки полимера, о чем свидетельствуют данные электронномикроскопического анализа.

Литература:

1. Шабанова Н.А., Попов В.В., Саркисов П.Д. Химия и технология нанодисперсных оксидов: Учебное пособие. – М.: ИКЦ «Академкнига», 2006. – 309 с.
2. Виршпа З., Бжезинский Я. Аминопласты М. : Химия. 1974. – 343 с.





УДК 678.027.3-036.5

**ЕФЕКТИВНЕ ОХОЛОДЖЕННЯ ГОФРОВАНИХ ПОЛІМЕРНИХ ТРУБ****Є.Ю. Виноградов, В.Т. Вознюк, І.О. Мікульонок**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: yevgeniy.vinogradov@yandex.ua

Виготовлення гофрованих полімерних труб (ГПТ) є доволі енерго- і ресурсоемним процесом. Насамперед це обумовлено властивостями матеріалу труби і конструктивними особливостями її стінки, що призводять до значних витрат охолодної води і енергії на її циркуляцію в системі охолодження [1]. Отже, вважаючи на неспинний ріст попиту на ГПТ, їх виготовлення має все більший вплив на екологію. Тому скорочення енергетичних і ресурсних затрат на виготовлення ГПТ стає актуальною задачею.

Формування гофрованих труб і попереднє охолодження трубної заготовки до температури, за якої властивості полімеру забезпечують збереження форми труби під час подальшої її обробки, здійснюють у гофраторах. Остаточне охолодження труби здійснюють у ваннах зрошенням зовнішньої стінки водою [1].

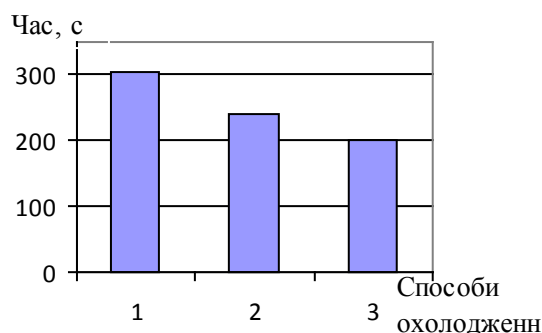


Рис. 1. Час охолодження ГПТ:

1 – зовнішнє охолодження; 2 – двостороннє охолодження, внутрішнє – повітря; 3 – двостороннє охолодження, внутрішнє – ПВС.

Формування гофрів здійснюють у впадинах гофраторі. Беручи до уваги розміщення у гофраторі каналів з охолодною водою, можна стверджувати, що найбільша інтенсивність охолодження буде спостерігатися на вершинах гофрів труби. При цьому внутрішні шари у стінці труби майже не охолоджуються, що обумовлено низькою теплопровідністю полімеру і повітря в гофрах труби.

Під час зрошення води у ваннах на поверхню труби утворюється водяна плівка, яку безперервно збурюють краплі, що інтенсифікує процес теплообміну. За таких умов охолодження внутрішніх шарів труби теж відбувається повільно. Перспективним шляхом інтенсифікації охолодження є відведення теплоти з внутрішньої поверхні труби [2].

На кафедрі машин та апаратів хімічних і нафтопереробних виробництв НТУУ «КПІ» розроблено установку для дослідження двостороннього охолодження ГПТ, яка дає можливість дослідити процес охолодження з застосуванням повітря та повітряно-водяної суміші (ПВС) для внутрішнього охолодження. На основі проведених на зазначеній установці досліджень, можна зробити висновки, що застосування двостороннього охолодження під час виготовленні ГПТ є значно ефективнішим порівняно з одностороннім, особливо за



застосування ПВС (рис. 1).

Література

1. Володин В. П. Экструзия профильных изделий из термопластов / В. П. Володин. — СПб : Профессия, 2005. — 480 с.
2. Вознюк В. Т. Экструзія полімерних труб. Процес двостороннього охолодження трубної заготовки / В. Т. Вознюк, І. О. Мікульонок, О. А. Алфьоров // Хімічна промисловість України. — 2009. — № 1. — С. 33—36.



УДК 541.183

## АДСОРБЦІЙНЕ ВИЛУЧЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ІЗ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

**А.В. Волов, О.Д. Кочкодан**

Національний університет біоресурсів та природокористування України  
вул. Героїв Оборони, 17, м. Київ  
e-mail: okochkodan@hotmail.com

Однією з найважливіших проблем охорони водного басейну є захист його від токсичних органічних сполук. З цією метою широко використовують адсорбційні методи очищення. Їх ефективність значною мірою залежить від вибору сорбента. Одним із найпоширеніших сорбентів для очищення таких вод від органічних речовин є гранульоване активоване вугілля. Зростаючі вимоги до якості очищення води стимулюють пошук нових ефективних сорбентів.

В представленій роботі досліджено ефективність використання штучного вуглецевого сорбента для вилучення органічних речовин із поверхневих вод. Штучний вуглецевий сорбент одержаний карбонізацією вуглеводнів на промислових зразках силікагелів. В основі технології виробництва лежать дві стадії: піроліз вуглеводню на поверхні мінерального матеріалу та високотемпературна активація нанесеного вуглецевого шару. Нова технологія дозволяє одержати матеріали зі структурою, близькою до мінеральної матриці, але з принципово відмінними властивостями.

Вибір сорбента зумовлений його максимальною адсорбційною ємністю по відношенню до серії органічних сполук. Пориста структура сорбента є визначальною при поглинанні органічних речовин. Структурно-пористі характеристики штучного вуглецевого сорбента і деяких марок активованого вугілля, що застосовується у водопідготовці, наведені в таблиці.

В представленій роботі вивчалась адсорбція органічних речовин із річкової води (р.Дніпро) в статичних та динамічних умовах. Ізотерми адсорбції в статичних умовах одержані шляхом додавання до однакового об'єму води різних наважок адсорбента. Проби аналізували методом перманганатного окиснення, що ґрунтується на окисненні присутніх у воді органічних речовин розчином перманганату калію в сірчанокислотному середовищі.

Результати дослідження показали, що вихідне перманганатне окиснення річкової води склало 6,7 мг О/дм<sup>3</sup>. Адсорбційне насичення штучного сорбента органічними за-



бруднювачами із річкової води наступило при співвідношенні твердої та рідкої фаз 0,2 кг/м<sup>3</sup>. Повна динамічна ємність сорбента становить 10,86 мг/г, доза сорбента - 0,6 кг/м<sup>3</sup> води, що очищається.

Таблиця. Ефективна питома поверхня ( $S_a$ ) та питомий об'єм адсорбційних пор ( $V_a$ ) штучного вуглецевого сорбента (ШВС) та активованого вугілля різних марок

| Адсорбент         | $S_a$ (БЕТ), м <sup>2</sup> /г | $V_a$ , см <sup>3</sup> /г |
|-------------------|--------------------------------|----------------------------|
| ШВС               | 215-218                        | 0,93-0,95                  |
| КАД йодний        | 820-825                        | 0,31-0,33                  |
| АГ-3              | 670-680                        | 0,29-0,31                  |
| Фільтрасорб-100   | 850-900                        | 0,31-0,33                  |
| Активний антрацит | 520-600                        | 0,20-0,26                  |
| АКАНТ-мезо        | 950-1040                       | 0,35-0,38                  |

Таким чином, проведені дослідження показали, що штучний вуглецевий сорбент забезпечує достатній рівень очищення поверхневих вод і може бути рекомендований для використання у технологіях водоочищення.



УДК 631.811.98

## БЕЗВІДХОДНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВА АМІНОКИСЛОТ

**О.В. Гайдаржи, Л.В. Левандовський, Г.М. Заболотна, Г.С. Андріяш**

Національний університет харчових технологій

вул. Володимирська, 68, м. Київ, 01033

e-mail: olgasn\_s@mail.ru

Стичні води виробництва амінокислот є висококонцентрованими (ХСК складає 26000-30000 мгО<sub>2</sub>/л) і без належного очищення їх не можна скидати у водні об'єкти. Відходи виробництва містять велику кількість поживних речовин, які можуть слугувати джерелом живлення для анаеробних мікроорганізмів. Найбільш економічно та екологічно прийнятною технологією очищення таких стічних вод є анаеробне зброджування, оскільки в процесі метанового зброджування мікроорганізми продукують біогаз, а також фітогормони, вітаміни (зокрема групи В).

Одним із шляхів вирішення екологічних проблем виробництва амінокислот є утилізація відходів з метою одержання регуляторів росту рослин за допомогою метанового зброджування.



Регулятори росту рослин – широкий термін, що включає природні та синтетичні сполуки. Вони здатні викликати в організмі рослини зміни в обміні речовин, керувати їх ростом і розвитком.

Експериментально встановлено, що продукти термофільного (40-60°C) метанового зброджування виявились багатими на регулятори росту рослин цитокінінової природи, що позитивно впливають на підвищення енергії проростання насіння, схожості, формування розгалуженої кореневої системи, підвищення стійкості рослин до несприятливих факторів навколишнього середовища. Нами проведено порівняльні дослідження відомих регуляторів росту та випареної до 50 % за сухими речовинами термофільнозброженої метанової бражки. Метанова бражка, отримана зброджуванням стічних вод виробництва амінокислот, підвищує схожості ячменю та пшениці на 10-15 % та на 20 % збільшує енергію росту корінців та стебел. Тому упарений концентрат метанової бражки може бути використано як регулятор росту рослин. Така технологія дозволить: одержати та використати біогаз як паливо, отримати товарний продукт – регулятор росту рослин – для органічного землекористування з отриманням екологічно чистих продуктів харчування, ліквідувати високо забарвлені стічні води, оскільки відходом цієї технології є безбарвний конденсат після випарювання.

Література:

1. Спосіб вирощування сільськогосподарських культур: Патент на винахід. Україна. МПК А01 N 63/0, А01 С1/06, А01Р21/00 / П.Г. Дульнєв, М.І. Кошель, М.В. Приходько, Г.М. Заболотна, О.Г. Мусич – № 16268; Заявл. 13.02.2004; Опубл. 15.08.2006. – Бюл. № 8. – 2006 р.
2. Бублієнко Н., Семенова О., Ткаченко Т. Анаеробний активний мул – стимулятор росту рослин. // Харчова і переробна промисловість -2007 – №5 – с. 27-28



УДК 628.316.12

## ПРОБЛЕМА ДООЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В УКРАЇНІ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ВИРІШЕННЯ

**А.М. Гіроль**

Національний університет водного господарства та природокористування  
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33000  
e-mail: annagirol@meta.ua

За добовим скидом Україна відноситься до однієї з найменш водозабезпечених держав Європи. Проте щодобовий скид стічних вод у водойми України сягає майже 5 млн. м<sup>3</sup>, що призводить до забруднення водного басейну держави, надмірного забору свіжої води та зумовлює нераціональне водокористування. Якість значного обсягу стічних вод, що відводяться у водний басейн держави не відповідає діючим нормативам, зумовлюючи погіршення якості води поверхневих вод [1].

Вирішенню існуючої проблеми сприяє запровадження технологій доочищення стоків. Проте сучасна практика доочищення в Україні не є на високому рівні. Тільки в 9 адмі-



ністративних регіонах держави перед скидом стоків у водойму проводиться їх додаткове очищення. Проте навіть в цих регіонах об'єм доочищуваних стоків не перевищує 1-6% [1].

Найбільша питома вага випусків господарсько-побутових стічних вод у поверхневі водойми без очищення або з очищенням, що не відповідає санітарним вимогам спостерігається (%) у Одеській - 66,7, Луганській - 63,6, Миколаївській - 62,5 областях при середньому по Україні показнику - 33 [1].

Основною перепоною на шляху вирішення проблеми є недотримання водоканалами діючих нормативів ГДС [2], недосконалість існуючих споруд доочищення, висока їх вартість та висока собівартість технологічних процесів.

Вирішення проблеми, в залежності від вимог до якості доочищення стоків, можна досягти шляхом запровадження в якості споруд доочищення мембранних біосорберів, фільтрів з напівзануреним плаваючим фільтруючим шаром. В першому варіанті розроблене нами рішення передбачається використання туфів та мембранних перетинок, виготовлених із металу чи штучних матеріалів. Одним із основних компонентів туфів є цеоліти - велика група мінералів класу алюмосилікатів, що являють собою тверді неорганічні хімічні сполуки каркасної структури до складу яких входять Al, Ca, Na, K, Si, Mg, Mn, Fe тощо [3].

В якості фільтруючого шару другого технічного рішення нами використовуються спінені гранули полістиролу, питома насипна маса яких залежить від ряду факторів і може змінюватися в межах 0,02...0,9 г/см<sup>3</sup>.

За результатами досліджень ефективності роботи таких рішень при доочищенні стічних вод засвідчують можливість ефективного вилучення зі стічної води біогенних елементів (в основному азоту та фосфоровмісних сполук), спостерігається зниження завислих речовин, БПК тощо.

#### Література

Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2008 році. К.: 2009. 503 с.

Водний кодекс України. (Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 24, ст.189)

Маланчук З.Р., Жомирук Р.В., Стець С.Є., Рачковський В.П., Гринюк Т.В. Основні фізико-хімічні та технологічні властивості туфів Рівненщини // Зб. наук. пр. «Геотехнічна механіка». - Дніпропетровськ: ІГТМ НАНУ. - 2005. - Вип. № 59. - С. 106 -





УДК 544.723, 546.791

## ОЧИЩЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ВОД ВІД СПОЛУК УРАНУ (VI) МОДИФІКОВАНИМ ПАЛИГОРСЬКІТОМ

**А.О. Голембівський, І.А. Ковальчук**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

вул. Наумова, 13, м. Київ

e-mail: a.golemb@yahoo.com

Розвиток ядерних технологій в Україні призводить до підвищення забруднення сполуками урану поверхневих та підземних вод. Для урану характерна можливість знаходження як в катіонних, так і у нейтрально заряджених або аніонних формах. Утворення аніонних форм урану значно підвищується в підземних водах, які мігрують через карбонатні породи. Тому розробка сорбентів для вилучення різних форм урану (VI) є особливо актуальною.

До таких сорбентів належать органоглини, що можуть бути отримані обробкою природних глин, зокрема палигорськіту, четвертинними алкіламонійними солями, що являють собою катіонні ПАР. Обмінні катіони в структурі таких природних глин замінюються на алкіламонійні групи, які утворюють геміцелопоподібний шар. Таким чином, поверхня мінералу перезаряджається – з негативно зарядженої стає позитивною.

Природний палигорськіт модифікували гексадецилтриметиламоній бромідом (ГДТМА). Для визначення оптимальних умов модифікування вивчали вплив розчинника, температури, співвідношення твердої та рідкої фази та часу модифікування.

Вивчено вплив рН на сорбцію урану на природному та модифікованому палигорськіті. Показано, що крива сорбції урану на природному палигорськіті має типовий для шаруватих силікатів колоколоподібний вигляд з максимумом при нейтральних рН. Для модифікованих зразків величини сорбції урану в нейтральній та лужній області рН зменшуються значно повільніше, що обумовлено утворенням на поверхні подвійного шару ГДТМА та її перезарядкою. Ізотерми адсорбції урану на отриманих сорбентах вивчали при рН, що відповідає природним водам. Встановлено, що модифікування сприяє суттєвому підвищенню сорбційної ємності модифікованого палигорськіту

Досліджено вплив  $\text{HCO}_3^-$ , що є типовим аніоном для підземних вод, на очистку води від урану на природному та модифікованому палигорськіті та показано незначне зменшення величин адсорбції.

Таким чином модифікування поверхні дозволяє отримати із катіонообмінників, якими є природні силікати, аніонообмінники. Це є важливим для розробки нових сорбентів на основі шаруватих силікатів для очищення підземних вод від сполук важких металів, зокрема урану (VI).







УДК 541.135.2

## ПЕРЕРОБКА ВІДПРАЦЬОВАНИХ РЕГЕНЕРАЦІЙНИХ РОЗЧИНІВ ХЛОРИДУ НАТРІЮ МЕТОДОМ ЕЛЕКТРОДІАЛІЗУ

**О.В. Голтвяницька, В.В. Іванюк**

Національний технічний університет України “Київський політехнічний інститут”  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
<http://www.eco-kpi.kiev.ua>

Проблема пом'якшення та демінералізації природних і шахтних вод на сьогодні в Україні стоїть дуже гостро. Використання неякісної води підприємствами призводить до збільшення забору води і зростання об'ємів стічних вод. Один з перспективних напрямків вирішення проблеми – це широке використання природних, шахтних вод з підвищеним рівнем мінералізації.

Метою роботи було вивчення процесів електролізу розчинів хлориду натрію, визначення умов отримання розчинів соляної кислоти та лугу в залежності від вихідних концентрацій католіту, аноліту та розчину соляної кислоти.

Для проведення електролізу хлориду натрію з отриманням соляної кислоти та лугу використовували чотирикамерний електролізер. Катод – пластина із нержавіючої сталі 12Х18Н10Т, анод – титанова пластина, яка покрита оксидом рутенію. Мембрани – катіонна МК-40, аніонна МА-40. В якості модельних розчинів використовували розчини хлориду натрію з концентрацією 500-814 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Концентрації близькі до концентрацій регенераційних розчинів, котрі утворюються при іонообмінному знесоленні води. Катодна область (С1) заповнювалась розчинами лугу з концентрацією від 10 до 2900 мг-екв/дм<sup>3</sup>, в робочій зоні (С2) розміщували розчини хлориду натрію, в зоні С3 розміщували розчини соляної кислоти з концентрацією від 50 до 2870 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Анодну камеру (С4) заповнювали розчином сірчаної кислоти з концентрацією 50 або 3000 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Процес електролізу проводили в двох режимах. Спочатку задавались напругою в 30 В і вимірювали силу струму. За годину визначали усереднене значення сили струму. В іншому режимі підтримували постійний струм, змінюючи напругу.

В роботі показано, що в чотирикамерному електролізері, розділеному двома катіонними мембранами МК-40 та аніонною мембраною МА-40, можна очищувати водні розчини від хлориду натрію з отриманням лугу та соляної кислоти. Було визначено, що вихід за струмом кислоти та лугу знижується з часом електролізу та з підвищенням концентрації лугу в катодній області та концентрації соляної кислоти до рівня 3000 мг-екв/дм<sup>3</sup>. При цьому з підвищенням концентрації кислоти та лугу знижується ступінь очищення води від хлориду натрію. Також встановлено, що при концентрації соляної кислоти 2500-3000 мг-екв/дм<sup>3</sup> внаслідок зниження ступеню дисоціації сульфатних груп катіонної мембрани в при анодній області відбувається дифузія хлоридів в анодну зону з утворенням соляної кислоти та активного хлору. Біло відмічено, що підвищення кислотності в анодній області не сприяє підвищенню концентрації соляної кислоти в процесі електролізу через покращення дифузії хлоридів в анодну зону і, що підвищення виходу за струмом соляної кислоти та лугу можна досягти при регулюванні густини струму при мінімальній напрузі при концентраціях кислоти та лугу менше 3000 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

### Література

1. Писарска Б., Дылевски Р. Анализ условий получения H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> и NaOH из растворов сульфата натрия методом елетродиализа //Ж. прикл. химии. – 2005. – 78№8.



– С. 1311-1316.

2. Черкасов С. Электродеионизация воды: теория и практика применения // Энергослужба предприятия. -2005. - №4. – С. 21-26.



УДК 543.395

**ВИКОРИСТАННЯ ОФІСНОЇ ТЕХНІКИ ТА КОМП'ЮТЕРНИХ ПРОГРАМ  
ЦИФРОВОЇ ОБРОБКИ ЗОБРАЖЕНЬ ДЛЯ КІЛЬКІСНОГО  
ВИЗНАЧЕННЯ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН**

**І.В. Голубєва, С.О. Доленко, В.В. Попова**

Національний Технічний Університет України «Київський Політехнічний Інститут»

пр-т Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: terian@ukr.net

Поверхнево-активні речовини (ПАР) є важливими компонентами в багатьох практично важливих процесах, технологіях і рецептурах. На даний час ПАР застосовуються в різних галузях промисловості – це миючі засоби, флотореагенти, стабілізатори емульсій та пін, антистатики, інгібітори корозії і т.п., що і обумовлює суттєве зростання їх вмісту в об'єктах довкілля, зокрема у природних водах. Присутність ПАР погіршує органолептичні характеристики води та негативно впливає на процеси самоочищення водою. Важливим аспектом, що направлений на зниження негативного впливу поверхнево-активних речовин на довкілля, є створення ефективних методів контролю. При цьому значний інтерес приділяється розробці досить простих, швидких методів визначення сумарного вмісту, зокрема, аніонних ПАР (АПАР), як найбільш розповсюджених серед існуючих класів ПАР.

У даній роботі нами запропонована методика визначення АПАР у вигляді їх іонних асоціатів з основним барвником метиленовим синім, після їх сорбції на пінополіуретанах, що попередньо оброблені органічним розчинником (толуолом) [1]. В якості методу детектування вивчено можливість використання офісного сканера і комп'ютерних програм цифрової обробки зображень як способу чисельної оцінки інтенсивності забарвлення речовин, сорбованих на пінополіуретані. Отримані за допомогою сканера файли зображення елементів кольірних шкал були проаналізовані по світлості в координатах R, G, B за допомогою програми Adobe Photoshop CS4. Показано, що світлість кольорного зображення для одного пікселя не залежить від роздільної здатності сканера. Тому у всіх подальших дослідженнях сканування здійснювали на білому фоні в режимі 300 dpi. Встановлено, що зі збільшенням концентрації визначуваного компонента, що супроводжується збільшенням інтенсивності забарвлення сорбенту, спостерігається зменшення світлості кольорового зображення «B» каналу.

Обробка отриманих результатів за допомогою програми Origin підтвердила, що залежність світлості каналу - концентрація визначуваного компонента найбільш адекватно описується спадною експонентою 1-го порядку:

$$Y = Y_0 + A \exp(-c / t)$$





де  $Y_0$ ,  $A$ ,  $t$  - параметри регресійного рівняння, що описують розташування і форму кривої,  $Y$  - світлість, що змінюється в інтервалі від 0 до 255,  $c$  - концентрація визначуваної компоненти, мкг/дм<sup>3</sup>.

Показано, що за допомогою сканера і відповідних програм обробки результатів сканування можна визначити 0,058 – 5,76 мг/дм<sup>3</sup> АПАР при об'ємі проби 25 см<sup>3</sup>.

Література

1. Патент України № 85448 Н.Ф.Кущевська, С.О.Доленко, В.В.Попова. Спосіб визначення аніонних поверхнево-активних речовин у водному середовищі. Опубл. 26.01.2009 р.. Бюл.№2



УДК 628.162

## ГЛИБОКЕ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ АЛЮМІНІЄВИХ КОАГУЛЯНТІВ ТА ВАПНА

**В.М. Грабітченко, В.С. Камаєв**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: shymasya@mail.ru

Вода, яка використовується для питних цілей, виробництва різних продуктів повинна характеризуватися певними властивостями і хімічним складом. Процес доведення складу води до заданих, необхідних для даного процесу, параметрів називають кондиціонуванням води. Існує багато методів кондиціонування води з яких найбільш часто використовуються реагентні методи пом'якшення води, які хоча і не досить ефективні, але при їх використанні утворюються нетоксичні осади, котрі в подальшому можна використовувати для виробництва будівельних матеріалів.

В даній статті приведений аналіз дослідження по визначенню ефективності реагентного методу пом'якшення води за допомогою вапна та алюмінієвих коагулянтів РИКС-А1 і РИКС-А2 [1]. Для проведення досліду використовувалася водопровідна вода м. Києва з наступними початковими показниками: жорсткість – 3,10 мг-екв/дм<sup>3</sup>; концентрація іонів Са<sup>2+</sup> – 2,24 мг-екв/дм<sup>3</sup>; концентрація іонів Mg<sup>2+</sup> – 0,86 мг-екв/дм<sup>3</sup>; лужність – 3,06 мг-екв/дм<sup>3</sup>; концентрація Cl<sup>-</sup> – 23 мг/дм<sup>3</sup>; концентрація SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> – 33 мг/дм<sup>3</sup>.

Після додавання реагентів, суміш ретельно перемішували і визначали початкові значення рН. Потім проводили відстоювання суміші, фільтрування і визначення залишкових значень рН, лужності, вмісту іонів жорсткості та алюмінію (при використанні коагулянту).

В результаті використання вапна при пом'якшенні води, ефективність не перевищувала 38%. Збільшення витрати вапна призводило до зниження концентрації іонів магнію, але збільшення концентрації іонів кальцію та підвищення залишкової лужності. Кращі результати спостерігалися при використанні коагулянту РИКС-А1: при дозах вапна 77 та 83 мг/дм<sup>3</sup> та 91 мг/дм<sup>3</sup> коагулянту жорсткість води можна було знизити до 0,15, 0,89 мг-екв/дм<sup>3</sup> при відповідній лужності 1,5, 2 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Залишкова концентрація алюмінію не



перевищувала 1,3 мг/дм<sup>3</sup>, що дозволяє використовувати цю воду в системах охолодження [2], але це значення є досить високим для подальшого знесолення води на іонообмінних фільтрах). При використанні коагулянту РИКС-А2 пом'якшення супроводжувалося значним залуженням, що призводило до збільшення залишкової концентрації алюмінію. Лише при дозі РИКС-А2 70 мг/дм<sup>3</sup> був отриманий задовільний результат: жорсткість – 0,9 мг-екв/дм<sup>3</sup>; лужність 1,6 мг-екв/дм<sup>3</sup>; залишкова концентрація алюмінію – 0,0 мг/дм<sup>3</sup>. При високих значеннях рН при використанні коагулянтів РИКС-А відбувалося утворення нерозчинних алюмінатів кальцію і практично повне видалення магнію з підвищенням концентрації кальцію. Отже, при пом'якшенні води в кожному випадку необхідно вибирати співвідношення вапна та реагенту.

Література

1. Шаблій Т.О., Голтвяницька О.В., Камаєв В.С., Гомеля М.Д. Реагентне пом'якшення води з використанням алюміній містких коагулянтів // Екотехнології і ресурсозбереження. – 2010.
2. Гомеля Н.Д., Шаблій Т.А., Смола О.В. Влияние ионов кальция, магния и алюминия на коррозию стали в воде // Экотехнология и ресурсосбережение. – 2000. -№2. – С.18-21.



УДК 628.35

## ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ АЕРОТЕНКВ ДЛЯ ГЛИБОКОЇ ОЧИСТКИ МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ

О.О. Грицина

Національний університет водного господарства та природокористування  
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33000  
e-mail: grucuna@rambler.ru

Екологічний стан поверхневих водних об'єктів і якість води в них є вирішальними чинниками санітарного та епідемічного благополуччя населення. Охорона водних ресурсів є однією з першочергових задач екологічної безпеки України. Підвищені концентрації біогенних елементів у воді після очисних споруд, потрапляючи в водойму, призводять до інтенсивної евтрофікації останнього, що значно ускладнює повторне використання водойми для потреб водопостачання населених місць та промислових підприємств. Ефективність очищення стічних вод на каналізаційних очисних спорудах від сполук азоту в середньому по Україні складає 77% при середній концентрації загального азоту на вході 30 мг/дм<sup>3</sup> [1].

Технічні рішення, що застосовуються для очистки стічних вод від сполук азоту, в діючих аеротенках, на вітчизняних очисних спорудах не забезпечують ефективного видалення сполук азоту до вимог гранично-допустимих концентрацій води у водоймі. Одним з найбільш перспективних методів підвищення ефективності роботи очисних станцій є метод біологічного очищення з просторовим розділенням процесів окислення органічних



речовин, нітрифікації та денітрифікації.

Розроблені шляхи підвищення ефективності роботи аеротенків каналізаційних очисних споруд України, та розглянуті три характерні випадки: 1. Аеротенк має запас потужності, тобто витрата стічних вод є меншою за розрахункову; 2. Аеротенк працює на повну потужність, витрата стічних вод рівна розрахунковій; 3. Аеротенк працює при недостатній потужності, тобто витрата стічних вод є більшою за розрахункову. Для третього випадку можливі технологічні заходи пропонуються наступні: 1. Розподіл об'єму аеротенка на зони денітрифікації та окислення органічних речовин і нітрифікації; 2. Влаштування двох і більше ступенів очистки стічних вод; 3. Підвищення концентрації розчиненого кисню в зоні нітрифікації; 4. Використання додаткових об'ємів первинних відстійників; 5. Влаштування внутрішньої рециркуляції; 6. Використання модулів для іммобілізованих мікроорганізмів в зоні нітрифікації.

Виконання запропонованих заходів інтенсифікації роботи аеротенків можливе шляхом внесення змін в конструкції аеротенка: - поділ на зони, в яких в залежності від створених кисневих умов будуть пріоритетним або процеси денітрифікації або нітрифікації та окислення органічних речовин; - встановлення пристроїв для подачі частини витрати неочищених стічних вод в зони денітрифікації; - зміна конструкції системи аерації мулової суміші; - встановлення пристроїв для внутрішньої рециркуляції мулової суміші.

Для виконання намічених шляхів була побудована математична модель процесів біологічної очистки стічних вод від сполук азоту та органічних речовин, отримані рішення аналітичними методами системи спільних рівнянь, що описують процеси окислення органічних речовин, нітрифікації, денітрифікації, можуть бути застосовані, при розрахунку об'ємів зон, як при проектуванні нових так і при реконструкції існуючих аеротенків.

Література

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2007 році.- Київ, 2008. – 302 с.



УДК 66.081.63

## **ФІЗИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПЕРЕНОСУ РЕЧОВИНИ ЧЕРЕЗ МЕМБРАНУ**

**Я.М. Корнієнко, С.В. Гулієнко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: gunder@i.ua

Однією з найнеобхідніших передумов існування людини є безпечна питна вода. При цьому під безпечною водою слід розуміти таку воду, яка не становить жодної значної загрози для здоров'я в результаті її вживання протягом всього життя [1]. Проте внаслідок дії техногенних та антропогенних природних джерел безпечної води майже не залишилося. В таких умовах розробка технології та обладнання для виробництва питної води заданої якості є актуальним завданням.

В сучасних системах підготовки питної води ключову роль процес зворотного осмо-



су, який забезпечує остаточний мінеральний склад води. Проте існує ряд до кінця не вирішених проблем тому дослідження в цій галузі залишаються актуальними. Зокрема механізм переносу речовини через мембрану залишається остаточно не встановленим [2].

Метою роботи є розробка фізичної та математичної моделі переносу речовини через мембрану з урахуванням сучасних уявлень про структуру води. Запропонована фізична модель ґрунтується на механізмі вибіркової сорбції та капілярного потоку [2], згідно якої активний шар асиметричної мембрани вважається мікропористим і гетерогенним, а процес розділення обумовлений поверхневими явищами і переносом рідини під тиском в капілярах пор. Завдяки властивостям активного шару, що контактує з розчином, відбувається вибірка сорбція і вибіркоче відштовхування компонентів розчину. Полімерні мембрани з невисоким значенням діелектричної константи відштовхують іони в окіл мембрани, що призводить до переважної сорбції води. При прикладанні до системи енергії у вигляді тиску і взаємодії розчину з мембраною відбувається руйнування зв'язків між молекулами води і іонами в об'ємній фазі і їх перенос до зв'язаного шару на поверхні мембрани. Внаслідок цього молекули води за естафетним механізмом переносяться в глибину активного шару і далі відбувається процес переносу речовини через пори під дією градієнта тиску.

Відштовхування чи сорбція залежить від енергетичних параметрів компонентів системи. Для визначення напрямку протікання процесу – відштовхування чи протягування компонентів системи поверхнею мембрани - використовується параметр вільної енергії:

$$-\left(\frac{\Delta\Delta G}{RT}\right)_i = \frac{1}{RT} \left[ \left(\frac{E_i}{r_i + \Delta}\right) - \left(\frac{E_B}{r_B + \Delta}\right) \right]$$

де  $\Delta\Delta G$  – вільна енергія взаємодії іон-розчинник,  $E_i$   $E_B$ , - енергія зв'язку іонів на поверхні мембрани і в об'ємі відповідно,  $r_i$  – радіус іона,  $\Delta_i$ ,  $\Delta_B$  – поправки до радіусу іона на поверхні контакту фаз і в об'ємній фазі,  $R$  – газова стала,  $T$  – абсолютна температура.

В традиційних моделях враховувалися лише енергетичні параметри іонів. В даній роботі пропонується доповнити розрахунок визначенням зазначених параметрів для води, що дозволить більш точно визначати затрати енергії на проведення процесу.

#### Література

1. Руководство по обеспечению качества питьевой воды. Третье издание. Рекомендации. Всемирная организация здравоохранения. Женева. 2004.
2. Soltanieh M., Gill W. Review of reverse osmosis membranes and transport models // Chemical Engineering Communications. – 1981. – Vol. 12. – pp. 279-363.





УДК 661.185.8

**ОЧИЩЕННЯ МАКУЛАТУРНОЇ МАСИ МЕТОДОМ ФЛОТАЦІЇ****В.Г. Абросімов, О.М. Дзюбак, Л.П. Антоненко, Д.А. Баранова**Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр.Перемоги, 37 м. Київ, 03056,  
e-mail: dzyubak@meta.ua

Целюлозно-паперове виробництво належить до найважливіших галузей промисловості України й світу. Зростання середньорічного споживчого попиту на вироби з паперу та картону в світі становить в середньому 2,2 %. Зростає попит на друкарські, писальні, санітарно-гігієнічні види паперу, пакувальний папір і картон.

Внаслідок економічної доцільності та дешевизни нині дуже широко використовують макулатуру як сировину для одержання різних видів паперу та картону. Крім того, процес перероблення макулатури значно менше забруднює довкілля та є менш енергоємним, ніж варіння целюлози.

Для того, щоб замінити первинне волокно вторинним, необхідно підвищити білість макулатурної маси шляхом її облагородження, тобто здійснити низку технологічних операцій, які забезпечують максимальне відокремлення від волокна друкарської фарби, видалення її із суспензії та підвищення білості волокна [1].

Найпоширенішим методом видалення друкарської фарби з маси під час її підготовки є метод вибіркової (селективної) флотації, який ґрунтується на відмінності властивостей змочування компонентів, які розділяють. Частинки типографської фарби більш гідрофобні, ніж целюлозні волокна, тому вони захоплюються бульбашками повітря, яке подають в розбавлену масу, і піднімаються на поверхню разом з піною, яка утворюється.

Відокремлення типографської фарби від волокна починається під час розволокнення макулатури. З метою інтенсифікації цього процесу в гідророзбивач додають хімічні речовини і здійснюють нагрівання маси.

Класичний процес розволокнення здійснюють з наступною витратою хімікатів (від маси абсолютно сухого волокна): 1% NaOH, 1% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1% Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub> та 0,25% поверхнево-активних речовин [1].

Метою дослідження було порівняти дію хімікату Norcowet ENA-4011 (виробник «NORCO», Фінляндія), яким замінили луг і мило, з дією цих хімікатів.

Розволокнення макулатури марок МС-6Б та МС-7Б здійснювалось за двома варіантами з наступними витратами хімікатів (від маси абсолютно сухого волокна):

1% NaOH, 1% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1,5% Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub> та 0,3% мила;1% Norcowet ENA-4011, 1% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> та 1,5% Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>.

Концентрація маси становила 4%, температура – 35°C, тривалість розволокнення – 15 хв.

Процес флотації здійснювали з катіонними флокулянтами FO4190 та FO4240 (виробник SNF. s. a. s., Франція) за температури 35°C. Витрата флокулянтів становила 5,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Після флотації маси з макулатури марки МС-6Б спостерігається низький приріст білості маси (Табл. 1). Це пояснюється тим, що до складу цієї марки належать відходи виробництва і використання картону всіх видів (окрім електроізоляційного, покрівельного та взуттєвого) з чорно-білим та кольоровим друком, які в своєму складі мають високий вміст невібіленої целюлози.



Таблиця 1 – Дія флокулянтів та умов розпускання макулатури марок МС-6Б та МС-7Б на показники макулатурної маси та флотошламу

| Марка макулатури | Варіант розволокнення | Флокулянт      | Білість маси, % |                | Втрати після флотації, % |         |
|------------------|-----------------------|----------------|-----------------|----------------|--------------------------|---------|
|                  |                       |                | до флотації     | після флотації | загальні                 | волокна |
| МС-6Б            | 1                     | Без флокулянта | 51,0            | 52,7           | 5,93                     | 1,93    |
|                  |                       | FO4190         |                 | 53,4           | 11,59                    | 8,14    |
|                  |                       | FO4240         |                 | 53,9           | 11,46                    | 5,80    |
|                  | 2                     | Без флокулянта | 52,6            | 54,1           | 10,05                    | 5,01    |
|                  |                       | FO4190         |                 | 55,0           | 13,40                    | 7,99    |
|                  |                       | FO4240         |                 | 54,8           | 16,07                    | 9,05    |
| МС-7Б            | 1                     | Без флокулянта | 47,5            | 54,9           | 30,94                    | 13,65   |
|                  |                       | FO4190         |                 | 55,9           | 35,48                    | 16,35   |
|                  |                       | FO4240         |                 | 56,4           | 35,89                    | 16,99   |
|                  | 2                     | Без флокулянта | 50,3            | 61,3           | 21,45                    | 10,42   |
|                  |                       | FO4190         |                 | 65,3           | 28,18                    | 13,15   |
|                  |                       | FO4240         |                 | 66,0           | 30,57                    | 14,48   |

Найбільш придатною для процесу флотації є макулатура марки МС-7Б, до якої належать журнали, проспекти, плакати та інші види продукції поліграфічної промисловості з чорно-білим або кольоровим друком на білому папері. Оскільки це, зазвичай, крейдований або суперкаландрований папір, то ця продукція містить проміжний шар крейдованого покриття, яке надає паперу щільності та гладкості. Типографська фарба не має прямого контакту з волокном, а тому легко видаляється разом із наповнювачем під час флотації [2]. До того ж висока зольність макулатури, в наслідок великого вмісту в ній наповнювача, забезпечує гарне піноутворення. В результаті отримуємо високий приріст білості маси після флотації.

Найкращий результат після флотації одержали у випадку розволокнення макулатурної маси за другим варіантом. Заміна луку та мила на хімікат Norcowel ENA-4011 підвищує білість розпущеної маси на 2 – 3 % як з макулатури марки МС-7Б, так і з макулатури марки МС-6Б.

Обидва флокулянти FO4190 та FO4240 показали найкращий результат саме під час флотації такої маси, про що свідчить приріст її білості. До того ж під час флотації маси, отриманої за другим варіантом розпускання макулатури марки МС-7Б, спостерігаються





менші втрати волокна.

Література

1. Примаков С. П., Барбаш В. А. Технологія паперу і картону: Навч. посіб./Друге видання, переробл.. – Київ: ЕКМО, 2008. – 425 с.
2. Шабалин М., Аким Э. Флотация макулатурной массы // Целлюлоза. Бумага. Картон. – 2006.- №8. – С. 58 – 62.



УДК 661.183.124

## **ЗОЛЬ-ГЕЛЬ МЕТОД ОДЕРЖАННЯ СИЛКАТНИХ НЕОРГАНІЧНИХ ІОНООБМІННИКІВ**

**Н.В. Жданюк, В.Ю. Тобілко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: v\_tobilko@mail.ru

Пористі керамічні матеріали завдяки своїм структурним та фізико-хімічним властивостям набувають все більшого значення для вирішення екологічних проблем, зокрема для вилучення забруднюючих речовин з газових викидів, стічних вод тощо. Такі матеріали повинні мати широко розвинену пористу структуру, високі термо- та кислотостійкість, механічну міцність, сорбційні властивості та селективність. Ефективність процесів очищення з використанням пористої кераміки залежить від фазового складу, структури, пористості, форми та розміру пор тощо.

Актуальність даної роботи обумовлена необхідністю розробки сучасних високоефективних сорбуючих матеріалів та технологічних рішень щодо їх застосування для вилучення токсичних важких та радіоактивних металів з водних систем.

Метою дослідження було отримання мезопоруватого сорбенту на основі палигорськиту Черкаського родовища з додаванням ТЕОСу золь-гель методом та вивчення умов, що впливають на процес гелеутворення та структурування в системі «глинистий мінерал – гель  $\text{SiO}_2$ ».

У роботі вивчено умови гелеутворення у системі ТЕОС- $\text{H}_2\text{O}$ - $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ : вплив величини рН на гідроліз ТЕОСу, температури, а також співвідношень компонентів. Отриманню стійкої заструктурованої силікатної системи передували дослідження по вивченню оптимальних умов синтезу неорганічного іонообмінника із заданими властивостями.

Поруватість отриманих сорбентів оцінювали по визначенню об'єму пор після насичення зразків парами бензолу та води. Отриманні експериментальні дані вказують на те, що при додаванні невеликої кількості ТЕОСу (5-30 %) до системи «палигорськит-ТЕОС» пористість збільшується у 1,5 рази порівняно з вихідним палигорськитом.

Для вивчення сорбційних властивостей отриманих іонообмінників було досліджено, наприкладі іону кобальту, можливість вилучення катіонів з водних середовищ.

Встановлено, що неорганічні сорбенти, одержанні золь-гель методом, мають кращі іонообмінні властивості у порівнянні з природним палигорськитом і можуть застосовуватись для очищення вод, забруднених сполуками важких та радіоактивних металів.



УДК 628.3

## ВИРОБНИЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ

**В.С. Жукова, Л.А. Саблій**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

Пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: veronika\_vv@ukr.net

Погіршення якості води в останні роки відбувається за рахунок збільшення антропогенного навантаження, у першу чергу через неконтрольовані скиди забруднених або недостатньо очищених стічних вод численних промислових і комунальних підприємств.

Біологічне очищення стічних вод на переважній більшості очисних споруд України здійснюється за традиційною схемою аеротенк-вторинний відстійник. Такі системи не забезпечують доведення якості очищення стічних вод до норм скиду у поверхневі водойми, особливо за концентраціями сполук азоту.

Стічні води, які утворюються на підприємствах харчової промисловості, містять значні концентрації сполук азоту. Скидання таких стічних вод у відкриті водойми призводить до надмірного розвитку водоростей, зниження кисню, накопичення аміаку (який є отруйним для риб), забруднення прилеглих ґрунтових вод. Цвітіння води в природних водоймах надзвичайно ускладнює її використання для водопостачання населених міст і промислових підприємств.

Метою роботи є дослідження анаеробно-аеробної технології очищення стічних вод від сполук азоту з використанням іммобілізованих мікроорганізмів.

Дана технологія була розроблена на кафедрі екобіотехнології та біоенергетики, досліджена на лабораторній установці та реалізована на очисних спорудах солодового заводу. Основна кількість виробничих стічних вод солодового заводу утворюється в процесі замочування та пророщування солоду. Їх склад характеризується наступними показниками: ХСК 1760-4000 мгО<sub>2</sub>/л, БСК5 1400-2000 мгО<sub>2</sub>/л, концентраціями загального азоту 30-80 мг/л, завислих речовин 1000-550 мг/л, рН 6,0-7,5.

Технологія реалізується у біореакторах з різними кисневими умовами: анаеробними, аноксидними і аеробними, та прямоточною схемою руху води. На кожній ступені очищення стічних вод утворюється певний біоценоз мікроорганізмів, який спроможний виконувати свої функції саме в даних умовах. Для прикріплення та утримання біоценозу у всіх секціях багатоступеневої схеми влаштовано спеціальні носії.

Для іммобілізації біоценозу використовується капроновий носій «ВІЯ», який має ряд переваг: велику питому поверхню для закріплення і утримання мікроорганізмів, нерозчинність у воді, високу міцність і стійкість до мікробної деструкції, нешкідливість для мікроорганізмів. Питома поверхня для іммобілізації гідробіонтів сягає 5000м<sup>2</sup> на 1м<sup>3</sup> об'єму очисної споруди. В результаті дослідження було встановлено залежність концентрацій сполук азоту, органічних (за показником ХСК) і завислих речовин в очищених стічних водах від рН, температури та тривалості очищення. Була встановлена кінетична залежність концентрації біомаси за сухою речовиною на різних ступенях очищення. Дана технологія забезпечує високу ефективність очищення промислових, висококонцентрованих стічних вод: від органічних забруднень за ХСК - 94-95%; від азоту амонійного – 98-100 %; від завислих речовин - 93-95%. Якість очищених стічних вод відповідає нормам скиду у поверхневі водойми.





УДК 546.185

## ДИГИДРОФОСФАТЫ МАРГАНЦА И ЦИНКА КАК ИНГИБИТОРЫ КОРРОЗИИ ДЛЯ ВОДООБОРОТНЫХ СИСТЕМ

А.Н. Иваненко, Н.М. Антрапцева, И.Г. Пономарева

Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины

ул. Героев Оборона, 17, г. Киев, 03041

e-mail: ollchem\_chair@twin.nauu.kiev.ua

Система мероприятий по охране окружающей среды от загрязняющих веществ включает борьбу с коррозией металлов в различных областях хозяйственной деятельности человека. Особенно остро данная проблема стоит при использовании замкнутых систем водоснабжения, в которых ситуация осложняется повышенной температурой воды. Поэтому поиск новых экологически безопасных ингибиторов коррозии для таких систем является актуальным.

Перспективными в этом плане могут явиться дигидрофосфаты двухвалентных металлов, в частности марганца и цинка. Эффективность их как ингибиторов коррозии изучали гравиметрическим методом на образцах стали марки 08 кп, используя  $5 \cdot 10^{-3}$  моль/л растворы. В качестве модельной коррозионной среды использовали слабокислые водные растворы  $H_2SO_4$  с концентрацией  $5 \cdot 10^{-3}$  моль/л (фон).

Результаты исследований показали, что в стационарных условиях (при бесстоковом коррозионном потенциале) прибавление к фоновому раствору  $Mn(H_2PO_4)_2$

| № п/п | Состав раствора                                | pH   | Массовый показатель скорости коррозии стали, $K_B$ , г/м <sup>2</sup> ·час. | Коэффициент торможения, $\gamma$ | Степень защиты, Z, % |
|-------|--|------|---|----------------------------------|----------------------|
| 1.    | Фон – 0,01 н $H_2SO_4$                         | 2,22 | 0,116   | -                                | -                    |
| 2.    | Фон + $Zn(H_2PO_4)_2 \cdot 2H_2O$              | 2,59 | 0,054   | 2,16                             | 53,8                 |
| 3.    | Фон + $Mn(H_2PO_4)_2 \cdot 2H_2O$              | 2,69 | 0,038   | 3,09                             | 67,7                 |
| 4.    | Фон+ $Zn_{0,5}Mn_{0,5}(H_2PO_4)_2 \cdot 2H_2O$ | 2,64 | 0,052   | 2,25                             | 55,6                 |

Таким образом, использование дигидрофосфатов марганца и цинка повышает коррозионную стойкость стали за счет образования на ее поверхности плотных защитных пленок. Это свидетельствует о том, что исследованные дигидрофосфаты возможно использовать в качестве ингибитора коррозии в замкнутых системах водоснабжения.





УДК 676.18

## ОДЕРЖАННЯ ВОЛОКНИСТИХ НАПІВФАБРИКАТІВ ІЗ СОЛОМИ СОРГО БАГАТОРІЧНОГО НАТРОННИМ СПОСОБОМ ДЕЛІГНІФІКАЦІЇ

**Н.А. Когутенко, Б.М. Залітайло, І.М. Дейкун, В.А. Барбаш**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: k.nadya@meta.ua

На сьогодні у целюлозно-паперовій галузі промисловості з метою розширення сировинної бази перспективним є використання не деревної рослинної сировини для виробництва волокнистих напівфабрикатів (ВНФ) різного призначення.

Серед високопродуктивних посухостійких культур поліфункціонального використання важливе значення мають види роду сорго. Сорго — хлібна, технічна і кормова рослина. Солома використовується як паливо, сировина для виробництва паперу, картону, плетених виробів, віників, нею вкривають дахи, для загорож [1].

Натронний спосіб делігніфікації використовується для варіння целюлози з деревини та однорічних рослин і, на відміну від сульфатного, не має шкідливих сірковмісних сполук [2]. Мета роботи — одержання ВНФ із соломи сорго багаторічного (трави Колумба) натронним способом і дослідження їх властивостей.

Для проведення лабораторних варінь використовували стебла сорго, подрібнені до розмірів 15...20 мм. Дослідами встановлено, що сировина мала вміст лігніну 16,5% від маси а.с. сировини.

Натронні варіння стебел сорго проводили в кислотостійких автоклавах в гліцериновій бані з витратами NaOH 8,10 і 12 % від маси а.с. сировини, гідромодулем 5:1, температурою варіння 180 °С та тривалістю — 30, 60 та 90 хв.

За досліджених умов варіння, вихід ВНФ знаходився в межах 59...66,5 %, вміст залишкового лігніну — 9,77...15,72 %.

Після варіння з отриманих ВНФ були виготовлені відливки паперу масою 75 г/м<sup>2</sup> та ступенем млива маси 60 °ШР, що характеризуються наступними фізико-механічними показниками: розривна довжина — 4507...7458 м; опір на злам під час багаторазових перегинів (ч.п.п.) — 75...378; опір продавлюванню — 224...365 кПа; опір роздиранню — 30...49 мН.

Результати проведених досліджень свідчать про те, що збільшення витрат NaOH на варіння з 8 до 12 % від маси а.с. сировини сприяє покращенню фізико-механічних показників ВНФ. В цілому, ВНФ із стебла сорго мають значення фізико-механічних показників на рівні листяної целюлози і можуть бути використані для виробництва паперу та картону.

### Література

1. Демиденко Б.Г. Сорго. — М.: Колос, 1957. — 158 с.
2. Технология целлюлозы: В 3 т./ Непенин Ю.Н. - М.: Лесн. пром-сть, 1990.-Т. 2: Производство сульфатной целлюлозы. - 600 с.





УДК 628.35

**ОДЕРЖАННЯ ГРАНУЛ АКТИВНОГО МУЛУ В АНАЕРОБНИХ УМОВАХ****К.В. Колесник**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: antibiotik09@ukr.net

Для очищення промислових стоків з високим вмістом органічних забруднень в останній час широко використовують анаеробно-аеробні технології. Проблемним питанням в такій технології є спухання мулу, яке можна вирішити застосовуючи гранульований мул. Також при застосування гранульованого мулу підвищується вихід біогазу на анаеробній стадії очищення.

Метою роботи є дослідження методів поліпшення процесів утворення гранульованого мулу в анаеробному реакторі при очищенні стічних вод виробництва пива.

За використання анаеробного реактора (UASB) (реактор з висхідним потоком рідини, що проходить через шар гранульованого мулу) мікроорганізми, що входять до складу метаногенного угруповання, можуть утворювати сферичні гранули, які існують в реакторі постійно, тоді як пластівці то руйнуються, то створюються знову. Гранули характеризуються високою концентрацією біомаси і високою щільністю. У зв'язку з цим можна не тільки досягти високих швидкостей обробки стоків, але і зберегти гранули в активній частині реактора, оскільки швидкість їх осадження вища від швидкості висхідного потоку води. Концентрація мулу в таких реакторах зазвичай в 2 рази вища, ніж в контактних, тобто складає 7-20 кг ХСК/м<sup>3</sup> [1].

Показано, що гранули формуються в результаті сумісної агрегації суспендованих частинок і бактерій, що ростуть. Під дією висхідного потоку води легші частинки і не агреговані бактерії вимиваються, а агрегати залишаються в зоні реактора, і таким чином відбувається автоселекція агрегатів. Особливу роль у формуванні і функціонуванні таких гранул виконують метаногенні бактерії *Methanosaeta concilii*, а також *Methanosarcina* spp, *Methanosaeta*. [2]. Розглянуто вплив речовин, що використовуються в якості основи гранулювання, та хімічні речовини, що змінюють заряд на поверхні клітин.

Стічні води пивоварного заводу ПАТ «Славутич» мають значення ХСК 925 - 2500 мг/л на вході до системи очистки. З метою зменшення виносу активного мулу з зони реактора запропоновано застосовувати активоване вугілля з різним ступенем подрібнення для покращення грануляції. Внаслідок адсорбційної іммобілізації біомаси на поверхні гранул значно пришвидшується перебіг процесу гранулювання. Для збільшення виходу біогазу та утилізації відходів виробництва до зони реактора були введені відпрацьовані пивні дріжджі. Найбільше продукування біогазу (100 мл/доба) та очищення стоків (зменшення ХСК до 200 мг/л) спостерігається при застосуванні агломерованого гранульованого активного вугілля на кам'яновугільній основі Filtrasorb® 100 (середній ефективний розмір гранул 0,9мм) у розрахунку 2 г вугілля та 5 г дріжджів на 1л стічної води.

**Література**

1. М.А. Гладченко Обзор современного состояния анаэробной очистки сточных вод бродильных производств. 1. Термофильные процессы / Гладченко М.А., Склад В.И., Калужный С.В., Щербаков С.С.//Производство спирта и ликероводочных изделий, 2002.- №1.-с.22-33



УДК 504.4.054

## ВИЗНАЧЕННЯ РОЗПОВСЮДЖЕНОСТІ ДОМШОК МИШ'ЯКУ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ УКРАЇНИ

Є.О. Коломієць, З.В. Малецький, І.А. Голуб

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: kolomiyetsy@gmail.com

Відповідно до результатів досліджень ВОЗ, тривале споживання людиною води, яка містить більше 10 мкг/дм<sup>3</sup> домішок миш'яку, призводить до розвитку хронічних захворювань серцево-судинної системи, шкіри та внутрішніх органів. Згідно епідеміологічних даних, миш'як виступає канцерогеном, що викликає карциному шкіри, рак печінки та легень. У зв'язку з цим ВОЗ та ряд інших міжнародних організацій змінили норматив на вміст сполук миш'яку в питній воді з 50 мкг/дм<sup>3</sup> до 10 мкг/дм<sup>3</sup>. В Україні у 2010 році було прийнято ДСанПін 136/1940, який аналогічним чином зменшив нормативний вміст миш'яку.

Не дивлячись на проблему забрудненості природних вод сполуками миш'яку в багатьох країнах світу, в Україні дана проблема системно не вивчалася. Проте в окремих літературних джерелах відзначається підвищення вмісту миш'яку в підземних водах Донбасу (до 100 мкг/дм<sup>3</sup>), Закарпаття (до 2500 мкг/дм<sup>3</sup>) та Криму (до 3500 мкг/дм<sup>3</sup>).

Метою даної роботи є обґрунтування необхідності проведення комплексного моніторингу вмісту домішок миш'яку у природних водах. Для досягнення поставленої мети проведено попередні визначення вмісту миш'яку у ряді джерел питного водопостачання та проаналізовано гідрогеологічні, мінералогічні та антропогенні передумови забруднення природних вод сполуками миш'яку.

На території України існують декілька типів джерел можливого забруднення вод, що використовуються для питного водопостачання: гідротермальні та підземні миш'яковисті води, антропогенні джерела (відходи горно-збагачувальних комбінатів та підприємств важкої промисловості), миш'яквмісні гірські породи та мінерали. Миш'як в якості структурного елементу і в якості домішок входить до складу багатьох руд чорних і кольорових металів. Найбільш поширеними в Україні є нікелін (містить 66,1% As), реальгар (70,1%), ауріпігмент (61,0%), сперриліт (43,4%), арсенопірит (46,0%). Крім того, по даним інституту географії НАН України, на території нашої країни накопичено більше 25 тон техногенних відходів, які містять миш'як в різних кількостях.

У попередньому дослідженні нами було проаналізовано 58 проб природної води з різних регіонів України. У 70,7% цих проб було зафіксовано перевищення діючого нормативу по вмісту миш'яку. У 17 пробах підземних вод концентрація миш'яку знаходилася в межах від 20 до 83 мкг/дм<sup>3</sup>, в 19 пробах ґрунтових вод – від 20 до 100 мкг/дм<sup>3</sup>, в 5 пробах поверхневих вод – від 10 до 85 мкг/дм<sup>3</sup>.

Представлені результати вказують на необхідність проведення комплексного моніторингу вмісту домішок миш'яку у природних водах України з метою їх класифікації за ступеню безпеки для здоров'я людини.

Роботи виконувалися лабораторією іонного обміну і адсорбції НТУУ «КПІ» під керівництвом д.т.н. Мітченко Т.Є. у рамках гранту Міністерства освіти України. Попередні дослідження були проведені разом з лабораторією аналітичної хімії і моніторингу токсичних речовин ДУ «Інститут медицини праці АМН України».



УДК 621.182.44:628.164

## БЕССТОЧНАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ПОДГОТОВКИ ВОДЫ ДЛЯ ПОДПИТКИ СИСТЕМ ТЕПЛОСНАБЖЕНИЯ

О.Н. Пидлисна, С.А. Концевой, Л.Н. Охрименко

Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: serkon157@ukr.net

В настоящее время основным способом подготовки воды для подпитки систем теплоснабжения (температура циркуляционной воды от 70 до 190 оС) является умягчение воды на Na-катионитовых фильтрах, что предотвращает отложение карбоната кальция на водогрейных поверхностях. Регенерация таких фильтров раствором хлорида натрия приводит к образованию сточных вод, в которых концентрация хлоридных ионов превышает допустимую в 100÷1000 раз.

Альтернативным бессточным способом обработки воды является дозировка ингибиторов накипеобразования (комплексон) с различным механизмом действия:

- предотвращают отложение уже образовавшегося карбоната кальция (1-й тип);
- предотвращают образование карбоната кальция (2-й тип).

Широкому использованию комплексон в системах теплоснабжения препятствует отсутствие надёжной лабораторной методики, которая позволяет определить зависимость необходимой концентрации комплексона от температуры воды в системе теплоснабжения.

Такая методика для комплексон 2-го типа была нами разработана и применена для определения необходимой степени умягчения воды [1]. Данная методика основана на определении преобладающего механизма разложения гидрокарбонатных ионов в нагреваемой без контакта с воздухом воде. Разложение ионов  $\text{HCO}_3^-$  по Н-механизму (с образованием ионов  $\text{H}^+$  и  $\text{CO}_3^{2-}$ ) приводит к уменьшению рН воды после термостатирования проб в автоклаве, а по ОН-механизму (с образованием  $\text{OH}^-$  и  $\text{CO}_2$ ) – к увеличению рН. Было установлено [1], что в диапазоне рН 9,0÷9,5 практически не возможно предотвратить образование карбоната кальция.

В диапазоне рН 6,5÷8,5 возможно предотвратить образование карбоната кальция, а допустимое изменение рН ( $\Delta\text{pH}_{\text{adm}}$ ) определяется по разработанной методике. Доза комплексона (Трилон Б) определяется в зависимости от значения  $\Delta\text{pH}_{\text{adm}}$  (-0,1 при температуре 150 оС). Для водопроводной воды в г. Киеве, при значении рН 7,5, щёлочности 3,6 ммоль/дм<sup>3</sup>, допустимая жёсткость (без Трилона Б) составляет 1,2 ммоль/дм<sup>3</sup>, а концентрация Трилона Б (жёсткость 5,1 ммоль/дм<sup>3</sup>) – 1,5 ммоль/дм<sup>3</sup>.

Однако, в условиях кислородной коррозии стали в присутствии  $\text{CO}_2$  (рН меньше 8,3 и больше 7,0) образуется слабосвязанный с поверхностью железистоокисный шлам – источник вторичной накипи. Поэтому условием реализации «углекислотного» водного режима является надёжное предотвращение кислородной коррозии. Для этого предусматривается обязательная дозировка восстановителя кислорода (сульфит натрия), а плёнообразующие ингибиторы коррозии необходимо использовать в системах с существенными присосами необработанной воды от повреждённых бойлеров горячего водоснабжения.

### Литература

1. Наливайченко М.Г. Потенціал карбонатного накипоутворення глибоко пом'якшеної води / Наливайченко М.Г., Концевой С.А. // III міжнародна (V все-





укр.) конференція студентів, аспірантів та молодих вчених з хімії та хімічної технології; 21-23 квітня 2010 р. : тези доповідей.– Київ, 2010. – С. 54.



УДК 621.182.44:628.164

## УТИЛИЗАЦИЯ КОНЦЕНТРАТА ОБРАТНООСМОТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК

Л.Н. Охрименко, С.А. Концевой, О.Н. Пидлисна

Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: serkon157@ukr.net

В настоящее время утилизация концентрата обратноосмотических установок, расход которого составляет до 80 % от общего расхода воды на установку, основывается на возврате части концентрата на вход в установку, что увеличивает нагрузку на мембраны и ухудшает качество обессоленной воды.

Наш способ утилизации концентрата (без возврата на вход установки) основывается на использовании концентрата в качестве теплоносителя в охладительных системах или системах теплоснабжения. Для определения необходимой степени обработки концентрата используется модифицированная методика определения потенциала карбонатного накипеобразования воды [1]. Возможность образования карбоната кальция в нагреваемой воде обусловлена разложением ионов  $\text{HCO}_3^-$  по Н-механизму (с образованием ионов  $\text{H}^+$  и  $\text{CO}_3^{2-}$ ). Эта реакция приводит к уменьшению рН проб воды в герметичных реакторах после их термостатирования (не менее 30 минут) в термостатах (до 100 оС) или автоклавах (более 100 оС).

Для исследования использовался концентрат с обратноосмотической установки, которая работала в режиме рецикла части концентрата. Состав исходной воды: жёсткость - 4,9 ммоль/дм<sup>3</sup>, щёлочность – 3,6 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 7,6. Жёсткость концентрата – 8,75 ммоль/дм<sup>3</sup>, а коэффициент концентрирования (S) исходной воды составил 1,786 (8,75/4,9).

Используя указанную выше методику [1], необходимо было определить уровень разбавления (водопроводной водой) данного концентрата (до уровня S не менее 1,2 – соответствует режиму работы установки без рецикла), а также концентрацию комплексона (Трилон Б), при которой разложение ионов  $\text{HCO}_3^-$  протекает по ОН-механизму (с образованием  $\text{OH}^-$  и  $\text{CO}_2$ ). Значение этой концентрации лимитируется минимальным значением рН воды в охладительных системах (рН 6,5), поскольку Трилон Б обладает подкисляющим эффектом. Полученные результаты (табл. 1) позволяют сделать вывод о возможном использовании смеси концентрата и водопроводной воды (S=1,25) как циркуляционной воды в охладительных системах при температуре до 60 оС.



Таблиця 1 – Результати термостатирования проб воды при температуре 60°C

| Проба воды      | S     | C (Трилон Б), ммоль/дм <sup>3</sup> | pH <sub>1</sub> | pH <sub>2</sub> | ΔpH, pH <sub>1</sub> - pH <sub>2</sub> | М е х а - низм розложе- ния | Возмож- ность исполь- зования |
|-----------------|-------|-------------------------------------|-----------------|-----------------|--|-----------------------------|-------------------------------|
| концентрат      | 1,785 | 2,4                                 | 6,40            | 6,12            | 0,28                                   | Н                           | нет                           |
| водопрово- дная | 1,0   | 1,7                                 | 6,37            | 6,36            | 0,01                                   | -                           | не реко- менд.                |
| смесь           | 1,25  | 2,5                                 | 6,50            | 6,55            | -0,05                                  | ОН                          | да                            |

## Литература

1. Концевой С.А. Експериментальне визначення потенціалу карбонатного накипоутворення / Концевой С.А., Астрелін І.М., Позднякова Н.В. // Збірник наукових праць Дніпродзержинського державного технічного університету (технічні науки) Тематичний випуск „Сучасні проблеми технології неорганічних речовин”. – Дніпродзержинськ: ДДТУ.–2008.-С.7-10.



УДК 628.33

### ПЕРЕРОБКА НЕЙТРАЛЬНИХ РЕГЕНЕРАЦІЙНИХ РОЗЧИНІВ, ЩО МІСТЯТЬ ІОНИ ЦИНКУ(ІІ) ПРИ ІОНООБМІННОМУ ОЧИЩЕННІ ВОДИ

**В.Ф. Корнійченко, О.В. Глушко, І.М. Трус**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: gomelya@users/ntu-kpi/kyiv.ua

Необхідним є очищення стічних вод гальванічних виробництв, що містять іони важких металів. Перспективним шляхом вирішення цього питання є застосування іонного обміну. Проте головною перешкодою використання іонного обміну в очистці стічних вод від іонів важких металів є недостатня ефективність та недосконалість процесів регенерації іонообмінних матеріалів, складність переробки отриманих фільтратів. Серед відомих методів утилізації регенераційних розчинів іонообмінного вилучення важких металів з промивних вод гальванічних виробництв електроліз є найбільш перспективним, тому що дає можливість видаляти метали і дозволяє повторно використовувати регенераційні розчини.





При дослідженні процесів електролітичного вилучення важких металів із регенераційних розчинів, які містять іони цинку в концентраціях до  $50 \text{ г/дм}^3$  було встановлено, що вилучення цинку електролізом іде дуже повільно із низьким виходом за струмом [1]. Для регенерації сильнокислотного катіоніту використовувалися розчини сульфату натрію з концентрацією  $100 \text{ г/дм}^3$ , що дає змогу достатньо ефективно вилучати іони цинку та кадмію з сильнокислотного катіоніту КУ-2-8 [1]. В результаті проведених досліджень було вивчено вплив щільності струму, перемішування в прикатодному просторі, а також часу електролізу на ефективність електрохімічної переробки відпрацьованих нейтральних регенераційних розчинів, що містять сульфат натрію, катіони цинку в процесі іонообмінної очистки стічних вод гальванічних виробництв. Отримані результати свідчать про те, що інтенсивність виділення цинку зростає із підвищенням щільності струму. Так, час електролізу при підвищенні щільності струму з  $0.82 \text{ А/дм}^2$  до  $1.64 \text{ А/дм}^2$  скорочується з 12 до 9 годин, а при щільності струму  $2.48 \text{ А/дм}^2$  – до 6 годин. При цьому суттєво знижується залишкова концентрація цинку – з  $2 \text{ г/дм}^3$  при  $j=0.82 \text{ А/дм}^2$  до  $0.4 \text{ г/дм}^3$  при  $j=1.64 \text{ А/дм}^2$ . Тенденція посилюється при перемішуванні. Так при  $j=1.64 \text{ А/дм}^2$  при перемішуванні час електролізу складав 7 годин при залишковій концентрації цинку  $0.2 \text{ г/дм}^3$ , тоді як без перемішування концентрація цинку за 9 годин знизилась лише до  $0.6 \text{ г/дм}^3$ . При  $j=2.48 \text{ А/дм}^2$  перемішування в меншій мірі впливає на процес електролізу, хоча, в цілому, дозволяє скоротити час електролізу на годину при тій же ефективності вилучення цинку.

Слід зазначити, що при застосуванням аніонообмінної мембрани марки МА-40 металевий цинк виділяється на катоді, а в анодному просторі утворюється сірчана кислота, яку також можна використовувати для регенерації катіонітів в іонообмінному очищенні води. Вихід за струмом зростає при застосуванні аніонообмінних мембран. Інтенсивність процесу зростає за умов перемішування робочого розчину.

#### Література

1. Сагайдак І.С. Локалізація та знешкодження стічних вод, забруднених сполуками хрому, кадмію та цинку // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук. – Київ. – 2000. – С.11-12.
2. Гомеля Н.Д., Глушко О.В., Радовенчик В.М. Очистка гальваностоків от ионов кадмия ионообменным методом // „Екологія і ресурси” – 2007. №16. – С.57-62.



УДК 628.543

## КОАГУЛЯЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ОРГАНІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ З ВИКОРИСТАННЯМ ВТОРИННОЇ СИРОВИНИ

**І.В. Косогіна, О.Ю. Кулеша, Т.В. Шумивода**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: kosogina@gala.net

Об'єктом дослідження є розчин ферумвмісного коагулянту, який утворюється в результаті кислотного розчинення сульфатною кислотою осадів очищення стічних вод (СВ),

забруднених поверхнево-активними речовинами (ПАР) та барвниками різного типу. Ферумвмісний коагулянт являє собою розчин  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ , забруднений залишками барвників та ПАР, які перейшли частково у розчин після кислотного розчинення осадів водоочищення.

Повторне використання регенованого розчину коагулянту для очищення стічних вод промислових виробництв сприяє зменшенню витрат вихідних реактантів завдяки циклічному використанню вторинної сировини в технології водоочищення.

При перевірці ефективності застосування в рециклі регенованого коагулянту в процесах коагуляційного очищення стічної води від ПАР та барвників встановлено, що технологічно прийнятним є використання регенованого коагулянту для очищення СВ, забруднених ПАР та барвниками, у поєднанні зі свіжим розчином феруму сульфату (II) (рис. 1).

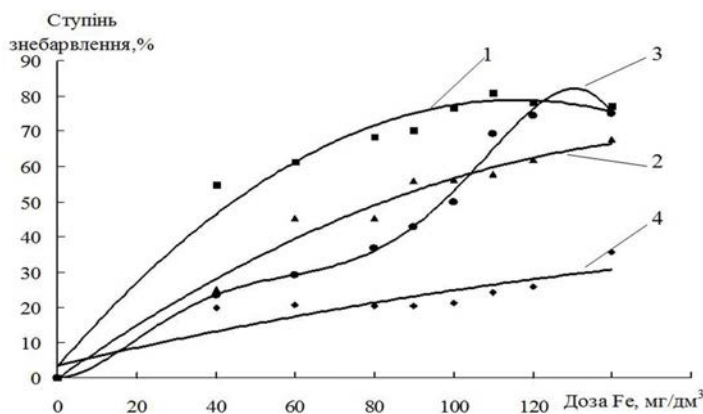


Рис. 1 Результати використання регенованого коагулянту  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  в процесі очищення СВ від ПАР та барвника, при масовому співвідношенні  $[\text{FeSO}_4]/[\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3]$ : 1 – 3:1; 2 – 2:1; 3 – 1:1; 4 – 0:1.

При масовому співвідношенні свіжого коагулянту  $\text{FeSO}_4$  до регенованого  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  3:1 ступінь знебарвлення склав 70 %, а ступінь видалення ПАР – 95 %. Для зменшення витрати свіжого коагулянту при очищенні СВ можна використовувати суміш коагулянтів у відношенні 1:1, оскільки ступінь знебарвлення оброблюваної води залишався досить високим і склав 65 % при видаленні ПАР на 80 %. Зниження ефективності очищення СВ від ПАР пояснюється присутністю у регенованому розчині коагулянту ПАР та їх жирних кислот, які частково блокують поверхню феруму (III) гідроксиду, тим самим зменшуючи її питому поверхню, і, як наслідок, процес сорбції перебігає з неповним вилученням забрудників.



УДК 628.54

**ЕФЕКТИВНИЙ СПОСІБ РОЗДІЛЕННЯ РІДИН, ЩО НЕ ЗМІШУЮТЬСЯ****Я.В. Радовенчик, В.С. Котлярова, В.Ю. Черняк**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: dokedo@ukr.net

Сучасний стан промислового виробництва передбачає використання величезної кількості різноманітних речовин, котрі не співставні за своїми фізичними та хімічними властивостями. Тому більшість органічних речовин не розчиняються взагалі або розчиняються дуже мало в найпоширенішій на Землі речовині – воді. Широке застосування таких сумішей як у вигляді спеціально приготованих розчинів (змазуюче-охолоджуючі рідини), так і відходів виробництва у вигляді стічних вод нафтопереробки, органічного синтезу, систем обслуговування транспорту вимагає розробки методів обробки таких сумішей (емульсій) перед їх утилізацією чи скидом в довкілля.

Сьогодні для обробки емульсій застосовують реагентні методи, відстоювання, сорбцію на відповідно підібраних матеріалах, розділення за рахунок різниці температур кипіння і т.д. Всі вони характеризуються низькою ефективністю, складним обладнанням та високими енергозатратами.

На кафедрі екології та технології рослинних полімерів НТУУ «КПІ» розроблено та досліджується новий ефективний метод розділення рідин, що не змішуються. Суть методу полягає в наступному. Для реалізації методу попередньо підбирається матеріал з капілярними властивостями, ступінь змочування котрого має максимальне значення для однієї складової суміші і мінімальне для іншої. Пропускаючи суміш через такий матеріал, сформований у вигляді капілярного фільтру, можна забезпечити транзитне проходження однієї складової та накопичення іншої. Після накопичення достатньої кількості однієї із складових суміші за допомогою сил поверхневого натягу вона виводиться за межі пристрою для накопичення чи повторного використання (рис.1).

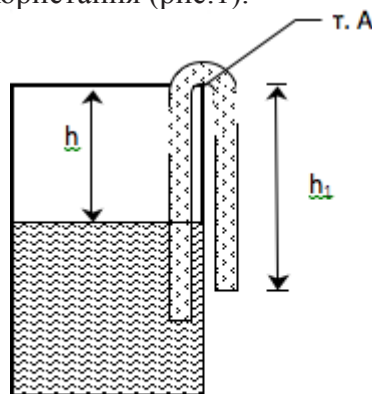


Рис. 1. Установка для вивчення процесів капілярного фільтрування.

Проведені досліді на суміші  $CCl_4$  забезпечували ефективність розділення складових на рівні 99,9 %.



УДК 628.162

## ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ З ПІДВИЩЕНИМИ МІНЕРАЛІЗАЦІЄЮ І ЖОРСТКІСТЮ

Г.М. Кравченко, А.Д. Крисенко

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056,  
e-mail: annabkravchenko@yandex.ru

Реагентні методи пом'якшення води займають важливе місце серед сучасних методів кондиціонування. Класичні технології реагентного пом'якшення води недостатньо ефективні [1]. Їх ефективність знижується при підготовці вод з підвищеним рівнем мінералізації.

У даній статті приведено аналіз результатів по визначенню ефективності алюмініймістких коагулянтів при пом'якшенні води з підвищеними мінералізацією і жорсткістю [2]. У дослідженні показано, що при застосуванні вапна, соди та луку ефективність пом'якшення води низька. При застосуванні основних реагентів з алюмініймісткими коагулянтами ступінь пом'якшення зростає в 2 ÷ 8 рази при невисоких значеннях залишкової лужності.

При проведенні дослідження крім луку, вапна та соди використовували алюмініймісткі коагулянти РИКС-А1 та РИКС-А2. Об'єктом досліджень була вода із р. Сіверський Донець (м. Лисичанськ). Початкові характеристики води: Ж = 7.45 мг-екв/дм<sup>3</sup>, [Ca<sup>2+</sup>] = 4.45 мг-екв/дм<sup>3</sup>, [Mg<sup>2+</sup>] = 3.0 мг-екв/дм<sup>3</sup>, Л = 3.06 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Використання вапна в даному разі було неефективним. Дещо кращі результати було отримано при одночасному використанні вапна та соди. Підвищення ефективності пом'якшення води лугом супроводжується значним залуженням води. Кращі результати отримано при використанні реагентів типу РИКС-А.

У випадку використання вапна та основних реагентів РИКС-А1 і РИКС-А2 ефективність пом'якшення води зростає із збільшенням витрати останніх за рахунок зв'язування іонів кальцію у вигляді нерозчинних алюмінатів та гідролізу іонів магнію при підвищенні рН до 11. Проте при високих дозах реагенту типу РИКС-А зростає лужність води та залишковий вміст алюмінію. Низьких значень лужності та концентрації алюмінію у пом'якшеній воді досягнуто при витраті РИКС-А1 – 130 ÷ 200 мг/дм<sup>3</sup> та РИКС-А2 – 70 ÷ 210 мг/дм<sup>3</sup>.

При дозі вапна 105 мг/дм<sup>3</sup> оптимальні витрати РИКС-А1 складають 195 ÷ 260 мг/дм<sup>3</sup>, а РИКС-А2 – 210 ÷ 280 мг/дм<sup>3</sup>.

Встановлено, що алюмініймісткі реагенти підвищують ефективність пом'якшення води, а при певних співвідношеннях реагентів сприяють також зниженню лужності пом'якшеної води.

### Література

1. Пилипенко А.Т., Вахник Н.Т., Максін В.И. и др. Методы предотвращения накипобразования при опреснении солёных вод // Химия и технология воды. – 1991. – Т.13. № 11. – С. 996–1013.
2. Шаблій Т.О., Голтвяницька О.В., Камаєв В.С., Гомеля М.Д. Реагентне пом'якшення води з використанням алюмініймістких коагулянтів // Екотехнології і ресурсозбереження. – 2010.



УДК 628.15

## ОПТИМИЗАЦИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО ПРОЦЕССА ОЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ ВОД ГОРОДА ДОНЕЦКА

**К.Л. Кравченко**

Донецкий национальный университет  
пр. Театральный, 13, г. Донецк, 83000  
e-mail: drift@bk.ru

На сегодняшний день существует необходимость автоматизации работы аэротенков с целью повышения качества очищаемой воды и снижения энергопотребления компрессорной станцией. Основным показателем работы аэротенка является концентрация растворенного кислорода. Измерение возможно при помощи специальных, но дорогостоящих датчиков - кислородомеров.

Установлено, что наиболее благоприятные условия для жизнедеятельности микроорганизмов активного ила наступают при концентрации растворенного кислорода в аэротенке 2мг/дм<sup>3</sup>. Необходимо создать автоматическую систему для сбора данных о состоянии аэротенков (концентрация кислорода, температура, интенсивность аэрации и т.д.).

Создание эффективной управляемой аэрационной системы очистки требует проведения большого объема научно-исследовательских и доводочных работ для получения оптимальных конструктивно-технологических решений и внедрения их в промышленных масштабах в системах очистки хозяйственно-бытовых вод.

В процессе работы над решением поставленной задачи на Донецкий очистных сооружениях (ДОС), был выбран один из аэротенков коридорного типа для установки кислородомеров. Датчики устанавливались в различных точках, для получения более широкого спектра показаний содержания кислорода по всей длине аэротенка. Они располагались в середине коридоров, на переходах между коридорами, а также на выходе из аэротенка. Каждый из датчиков находился в аэротенке на глубине 1,5 м, ниже уровня воды.

Установленные стационарно кислородомеры в непрерывном режиме записывали показания концентрации кислорода, содержащегося в воде в данный период времени. Из полученного массива данных, методами математической статистики произведены расчёты среднесуточных значений для каждого из показателей и занесены в таблицы. По результатам расчетов были построены диаграммы и зависимости величин, и представлены в графическом виде.

В ходе дальнейшего изучения и обработки полученных данных, основываясь на экспериментальную и теоретическую часть исследования одного из аэротенков, результатом проделанной работы стали следующие выводы:

– Для реализации процесса автоматизации, целесообразно устанавливать только 2 кислородомера, вместо 6-ти, что не влияет на общую картину показаний, а в свою очередь несёт положительный экономический и энергозатратный эффект;

– Анализ полученных данных показал необходимость установки датчика на выходе аэротенка, что совпадает с многолетними результатами эксплуатации данного типа аэротенков, а второй датчик установить в середине 3-го коридора для объективной оценки процесса аэрации по всей длине аэротенка.

Данные, полученные в процессе выполнения настоящей работы, могут быть полезными при оптимизации процесса автоматизации и контроля работы аэротенка.



УДК 665.6-404

## ТЕХНОГЕННІ ВІДХОДИ ЯК ДЖЕРЕЛО ОДЕРЖАННЯ РЕАГЕНТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДИ

Г.В. Кринець, І.М. Головков

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: krimets@xtf.kpi.ua, gk20@rambler.ru

Інтенсивний розвиток промисловості призводить до збільшення споживання високоякісної сировини і продукування великої кількості рідких та твердих відходів. На теперішній час проблема техногенних відходів в повній мірі не вирішується і, в основному, з відходами поводяться, як найпростіше – складують у спеціально відведених місцях.

Одним з відходів, який важко переробити, є гідролізна сульфатна кислота, яка утворюється у процесі отримання титанових пігментів. На території України, в шламонакопичувачах, скопилось біля 500 тис. тон гідролісної сульфатної кислоти. Такі кількості сульфатної кислоти при потраплянні у навколишнє середовище можуть спричинити екологічну катастрофу з дуже тривалим ефектом. Основним напрямом переробки такої кислоти є її концентрування з послідуочим термічним розкладанням до оксиду сульфуру(IV), який потім направляють в на отримання сульфатної кислоти. Але такий напрям реалізації є досить енерго- і матеріало затратним. Одним з перспективних методів утилізації гідролісної кислоти є переробка її на коагулянт змішаної дії, оскільки в своєму складі вона містить сполуки феруму та титану. Отже метою даної роботи є виявлення можливості використання гідролісної сульфатної кислоти як реагенту у процесі одержання коагулянту.

В дослідженнях використовували гідролізну кислоту ВАТ „Кримський Титан” склад якої наведено в таблиці 1.

Таблиця 1- Середній склад гідролісної сульфатної кислоти

| Показник  | Значення |
|---|----------|
| Вміст сульфатної кислоти, %мас.                             | 16       |
| Вміст сполук феруму( в основному феруму(II) сульфат), %мас. | 53       |
| Вміст водорозчинних сполук титану, %мас.                    | 0,7      |
| H <sub>2</sub> O  | 30,3     |

Як видно з таблиці, гідролізна кислота містить значну кількість сполук феруму, які виступають в ролі коагулянтів, але високий вміст вільної сульфатної кислоти( 16 %) спричинює перешкоди у безпосередньому використанні. З метою нейтралізації вільної сульфатної кислоти в якості реагентів були обрані наступні матеріали : шлам коагуляційної очистки води ( в якості коагулянту використовували сульфат феруму(III)) та каолінову глину Просянівського родовища 3- сорту. Основні характеристики нейтралізуючих матеріалів наведено в таблиці 2.

Таблиця 2 – Основні характеристики нейтралізуючих матеріалів.

| Показник           | Шлам коагуляційної очистки | Каолінова глина 3-сорт<br>ту Просянівського ро-<br>довища            |
|--------------------|----------------------------|--|
| Основний компонент | Fe(OH) <sub>3</sub>        | Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> *2SiO <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O |





|                               |     |     |
|-------------------------------|-----|-----|
| Вміст основного компоненту, % | 98  | 74  |
| pH 1%-вої суспензії           | 7,9 | 6,8 |

Процес нейтралізації проводили аналогічно описаному в літературі[1].

Для обох матеріалів необхідну дозу розраховували за стехіометрією на вміст вільної сульфатної кислоти.

Як видно з таблиці 2, кращу нейтралізаційну дію слід очікувати для шламу коагуляційної обробки води, оскільки рН його водної витяжки близько 8, але при змішуванні шламу з кислотою утворюється в'язка пульпа, яка погано перемішується і схильна до тужавіння, що ускладнює технологічні процеси випарювання і сушки готового продукту. При обробці кислоти стехіометричною кількістю каолінової глини таких проблем як загустівання і тужавіння суміші не спостерігалось. Основні характеристики отриманих продуктів наведено в таблиці 3, а ефективність очистки модельної води ( мутність 300 мг/дм3) на рисунку . В таблиці 3 та рисунку використані такі позначення : зразок 1 –отриманий шляхом нейтралізації гідролісної кислоти шламом коагуляційного очищення, зразок 2 – отриманий шляхом нейтралізації кислоти каоліновою глиною.

Таблиця 3 - Основні характеристики отриманих продуктів

| Зразок | Вміст вільної кислоти, % | Вміст водорозчинного Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Вміст водорозчинного Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Вміст водорозчинного TiO <sub>2</sub> |
|--------|--------------------------|---|---|---------------------------------------|
| 1      | 0.5                      | -   | 55  | 1.2                                   |
| 2      | 0.2                      | 17.2  | 50  | 1                                     |

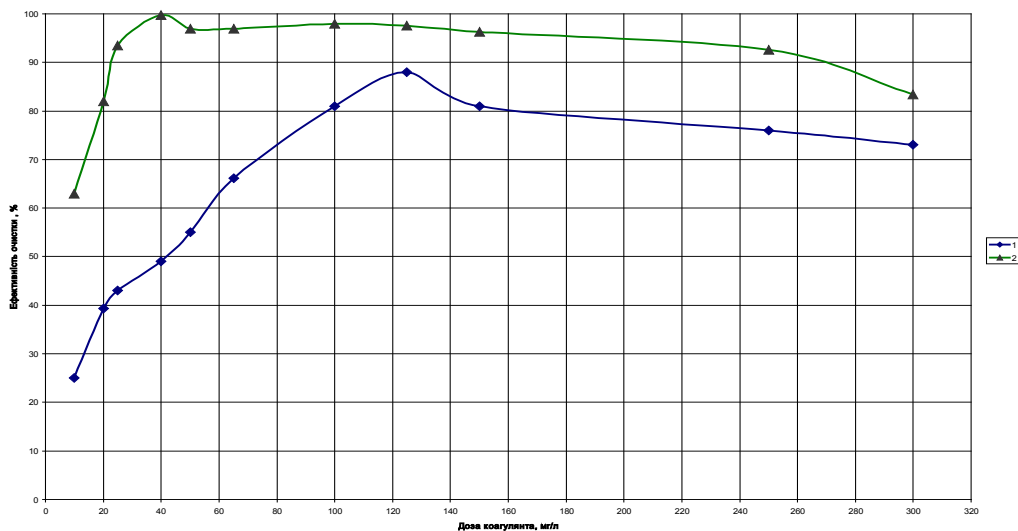


Рисунок 1 – Ефективність очистки модельної води (M =300 мг/дм3) отриманими зразками.

Як видно з рисунку, більш ефективним є зразок 2 отриманий шляхом нейтралізації гідролісної кислоти каоліновою глиною, оскільки максимальна ступінь очищення імітату мутної води (99,7%) досягається за дози 40 мг/дм3, тоді як час зразок 1 очищає воду лише на 88 % але при дозі 125 мг/дм3. Отже можна стверджувати наступне : при переробці гідролісної сульфатної кислоти на змішаний коагулянт для очистки води доцільно





використовувати каолінову глину низької якості, яка сама по собі теж є відходом, у якості нейтралізуючого реагенту.

Література

1. Патент України на корисну модель №32762 Спосіб отримання реагенту для очистки води МПК(2006) C2F1/52. 26.05.2008 Бюл. №10



УДК 628

### СЕЛЕКТИВНЕ ВИЛУЧЕННЯ КОМПОНЕНТІВ З ОСАДІВ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

**А.О. Кухар, І.В. Косогіна, М.Ю. Смирнова-Замкова**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056,  
e-mail: anya-star@ukr.net

Очистка стічних вод (СВ) є одним з необхідних етапів технології виробництва промислових підприємств. Використання очищеної води в подальших технологічних циклах сприяє екологічності та підвищенню економічних показників даного виробництва. Екологічна ситуація в Україні, яка склалася на теперішній час є рушійною силою для використання екологічних технологій при очищенні СВ. Перспективними є технології, що не призводять до повторного забруднення навколишнього середовища. До таких технологій відносяться методи, які базуються на окисненні забрудників органічної природи до простих сполук, такими окисниками як  $H_2O_2$ ,  $O_3$ , УФ та їх застосування у різних комбінаціях. Саме застосування пероксиду водню, як окисника є екологічно чистим та має переваги перед іншими методами очистки: висока розчинність у воді, стабільність, можливість оброблення вод и в широкому діапазоні температур, простота апаратурного оформлення.

У виробничій практиці України для очищення промислових стоків використовують коагуляцію, що є актуальним, при видаленні колоїдної системи характерної для стічної води, однак проблема не вирішується тільки очищенням води від забрудників, оскільки ще не існує технологічно прийнятних методів утилізації осадів коагуляційного очищення, які містять до 40% цінних компонентів.

Метою даної роботи було дослідження ефективності вилучення компонентів осадів водоочищення з застосуванням методу селективного розчинення.

Як об'єкт дослідження використовували свіжо-отриманий осад після коагуляційної очистки модельного зразка стічної води з вмістом барвника активного яскраво блакитного  $10 \text{ мг/дм}^3$ . Для коагуляції в якості коагулянту використовували  $FeSO_4$  при рН 9-9,5, час проведення процесу 60 хвилин. Доза коагулянту становила  $200 \text{ мг/дм}^3$ .

Селективне вилучення цінних компонентів проводили за умов: температура  $35^\circ\text{C}$ , у якості реагенту для селективного розчинення використовували неочищену гідролізну  $20\% H_2SO_4$ , яка являється відходом виробництва оксиду титану (IV)  $TiO_2$ , норма кислоти за стехіометрією та у турбулентному режимі протягом 30 хвилин. При цьому було досягнуто максимального ступеню вилучення заліза в  $99,4\%$ .



Отриманий регенований розчин коагулянту можна повторно використовувати в технології водоочищення та при окисній обробці СВ, що містять барвники. Спільне використання водню пероксиду з солями заліза (II) та (III) суттєво покращує ефективність окиснення органічних речовин. При перевірці ефективності використання регенованого розчину коагулянту, було досягнуто ступеню знебарвлення модельної СВ концентрації 100 мг/дм<sup>3</sup> при використанні FeSO<sub>4</sub> 75,5%, Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (промисловий коагулянт) – 99,5%, Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (регенований розчин після селективного вилучення цінного компоненту) – 98,6%. При застосуванні модельної води концентрації 10 мг/дм<sup>3</sup> показники знебарвлення дещо знизилися 65,7%, 77,7% та 82,2 % відповідно.

Тобто, застосування регенованого розчину є ефективним у водопідготовці та технологіях водоочищення.



УДК 504 (628.356.64)

## МІНЕРАЛЬНІ СОРБЕНТИ З МАГНІТНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Д.С. Лесун, В.В. Співак

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: spivakmax@rambler.ru

Прогресуюча деградація довкілля внаслідок антропогенного впливу, усвідомлення загрози глобальної екологічної кризи в результаті постійно зростаючого техногенного тиску на екосистеми сприяли теоретичним розробкам та переходу до практичного впровадження моделей сталого розвитку в різних країнах світу. Тому Україна як європейська держава має не відставати від світових тенденцій.

Забруднення водного басейну України радіонуклідами, важкими металами, барвниками внаслідок скиду неочищених промислових стічних вод зростає з кожним роком. В економічних умовах нашої держави для більшості підприємств вигідніше оплачувати штрафні санкції за завдану шкоду природі, ніж впроваджувати у виробництво екологічно безпечні технології. Це пояснюється тим, що, частіше за все, очисні технології передбачають використання хоч і ефективних, проте високовартісних імпортованих реагентів.

Останнім часом все частіше увагу науковців, які опікуються екологічними питаннями гідросфери, привертають технології очищення забруднених водних систем з використанням різноманітних фізико-хімічних методів, а саме, особливо перспективними вважаються сорбційні методи, оскільки при грамотному науковому підході до їх використання, можливо досягнути високої ефективності процесу при порівняно незначних матеріальних витратах.

Окремим класом реагентів, які є екологічно безпечними, технологічно ефективними та економічно вигідними в умовах України, є мінеральні адсорбенти на основі високодисперсних бентонітових глин, оскільки в нашій країні геологами відкриті багаті запаси цієї природної сировини. Особливий інтерес представляє Ташківське родовище сапонітових



глин, не так давно відкрите в Хмельницькій області, потужність якого за різними даними коливається від 40 до 100 млн. тон. Кожне родовище є унікальним, тому перед впровадженням його промислової розробки необхідно провести низку досліджень для вивчення основних фізико-хімічних властивостей покладів. Як показали результати проведених нами численних експериментів [1-3], сапоніт володіє широким спектром сорбційних та йонообмінних властивостей. Визначено, що процес вилучення йонів металів (міді, нікелю, кобальту, мангану, хрому, цинку, заліза) протікає ефективно в нейтральному середовищі, проте для підвищення ефективності адсорбції можливе підвищення рН водної фази до 8...9. Час встановлення сорбційної рівноваги не перевищує 2 годин. Адсорбент працює в широкому діапазоні концентрацій поллютанту, а його доза може бути визначена конкретно для кожного окремого випадку. Так, при концентрації забруднювача 100 мг/дм<sup>3</sup> найоптимальнішою є доза 5 г/дм<sup>3</sup>. Визначено також, що при використанні сапоніту, ступінь адсорбції барвника зростає при зменшенні кислотності водневої фази. Проте для встановлення сорбційної рівноваги необхідно значно більше часу, в порівнянні з металами, а саме 24 години.

Отже, сорбенти на основі високодисперсних сапонітових глин можуть використовуватися для очищення стічних вод від широкої гами забруднювачів, таких як йони важких металів, радіонукліди, барвники, токсичні органічні речовини. Ефективність очищення залежить значною мірою від властивостей та виду забруднювачів і досягає 95÷98 %.

Будова мінералу дозволяє регулювати його поверхнево-структурні характеристики, використовуючи різні методи хімічного та фізико-хімічного активування та, в залежності від галузі подальшого застосування, отримувати сорбенти із заздалегідь відомими властивостями. Порошкоподібні реагенти на основі сапоніту проявляють комплексну сорбційно-коагуляційну дію, завдяки чому досягається висока ефективність процесу очищення водних середовищ від поллютантів різного генезису. Проте промислового впровадженню даної технології перешкоджає проблема відділення осадів після очищення, так як вони містять велику кількість води і потребують тривалого часу на відстоювання, або введення додаткових реагентів-освітлювачів.

Як показали результати рентгенофазових досліджень, бентонітова глина Ташківського родовища в своєму складі, окрім власне сапоніту, містить деяку кількість гематиту, завдяки чому володіє магнітними властивостями. Тому нами було розпочато дослідження магнітних характеристик сапонітових сорбентів та принципової можливості їх регулювання за допомогою фізико-хімічного активування. В перспективі планується отримати мінеральний високодисперсний сорбент комплексної дії з магнітними властивостями, який можна видаляти з водного середовища за допомогою сепараторів з феромагнітними насадками.

Проблема накопичення шламу в результаті очищення забруднених природних та промислових стічних вод є однією з найгостріших на сьогодні. Багатотонні відходи відпрацьованих сорбентів, регенерувати які дорожче, ніж замінити свіжими, відправляються в шламосховища, і являються вторинним джерелом забруднення навколишнього середовища.

Так як шлам, який утворюється в результаті сорбційного очищення забруднених водних систем, містить основний глинистий компонент, кварцовий пісок та карбонатні домішки, то його запропоновано використовувати в якості добавки при виробництві випалених керамічних мас [4]. Дослідження проводили на зразках з додаванням шламу після вилучення барвника та важких металів та випробовували згідно стандартним методикам. Випробування керамічних виробів показали, що додавання шламу відпрацьованого сапо-



нітового сорбенту до основної формувальної маси при їх виготовленні не впливає суттєво на основні технологічні та екологічні характеристики останніх. Тому, можна рекомендувати даний спосіб утилізації відпрацьованого сорбенту як технологічно можливий, економічно вигідний та екологічно безпечний.

Робота виконана під керівництвом д.т.н. проф. Астреліна І.М.

Література

1. Співак, В.В. Промислові стічні води. Очищення сапонітом від йонів важких металів / В.В. Співак, І.М. Астрелін // Хімічна промисловість України. – 2009. – Вип.2 (91). – С. 55-59. – Бібліогр.: с. 59.
2. Бабчук, М.М. Використання сапоніту для очищення стічних вод від барвників / М.М.Бабчук, О.Ф. Алексєєв, І.М. Астрелін // Східно-Європейський журнал провідних технологій. – 2009. – №5/5(41). – С.41-45.
3. Співак, В.В. Адсорбція йонів важких металів природними та модифікованими бентаноїдами / В.В. Співак, І.М. Астрелін // Вісник НТУ «ХПІ». Збірник наукових праць. ТВ «Хімія, хімічна технологія і екологія» – Харків. – 2010. – Вип.11. – С.117-127.
4. Співак, В.В. Проблема накопичення шламів водопідготовки. Спосіб утилізації відпрацьованих сорбентів / В.В. Співак, І.М. Астрелін // Хімічна промисловість України. – 2010. – Вип.3 (98). – С. 59-62. – Бібліогр.: с. 62.



УДК 621.039.73

## **ВИЛУЧЕННЯ 90SR ПРИРОДНИМИ СОРБЕНТАМИ ІЗ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ РОЗЧИНІВ**

**С.А. Лутай, К.К. Ярошенко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: LSvitlana.eco@gmail.com

При експлуатації одного ядерного реактора атомної електростанції утворюються сотні кубічних метрів рідких радіоактивних відходів на рік. З метою забезпечення безпеки зберігання, транспортування і захоронення рідких радіоактивних відходів (РРВ) передбачається їх обов'язкове переведення в тверду форму, яка забезпечує тривалу фіксацію найбільш небезпечних радіонуклідів [1]. Існуюча на сьогоднішніх українських атомних електростанціях практика переробки забруднених радіонуклідами розчинів шляхом випаровування води і послідууючої кристалізації радіонуклідів у вигляді солей має цілий ряд суттєвих недоліків, оскільки кінцеві продукти переробки (кубовий залишок, відпрацьовані сорбенти і шлами, сольовий плав) не відповідають критеріям їх приймання на довгострокове зберігання і захоронення. Більш прийнятною схемою переробки таких відходів слід вважати схему з використанням методів селективної сорбції. Для селективного вилучення радіонуклідів із розчинів, за звичай використовують як природні так і синтетичні сорбенти. Природні сорбенти значно дешевші, ніж синтетичні та мають досить високу



сорбційну здатність. Особливу увагу серед природних матеріалів викликають алюмосилікати: глини (зокрема бентоніти) та цеоліти. Одним з найбільш критичних радіонуклідів, що містяться в рідких радіоактивних відходах Українських АЕС, є  $^{90}\text{Sr}$  [2].

Таким чином, метою даної роботи є дослідження вилучення  $^{90}\text{Sr}$  природними сорбентами із модельних радіоактивно забруднених розчинів. Зокрема, в даній роботі було досліджено вплив мінералізації розчину, розміру фракцій сорбентів та співвідношення сорбент : розчин на ступінь вилучення  $^{90}\text{Sr}$  природними глинистими мінералами.

Для дослідження ефективності очистки РРВ від  $^{90}\text{Sr}$  використовувались зразки цеоліту Сокирницького родовища та бентоніту Дашуківського родовища (2-ий продуктивний горизонт).

Для проведення досліджень було приготовано два модельних розчини, які значно різняться за мінералізацією та імітують розчин кубового залишку (близько  $63 \text{ г/дм}^3$ ) та РРВ до упарювання (близько  $6 \text{ г/дм}^3$ ). Для досліджень сорбції  $^{90}\text{Sr}$  з висококонцентрованого модельного розчину кубового залишку були відібрані зразки подрібненого цеоліту фракцією:  $0 - 0,14 \text{ мм}$ ,  $0,25 - 0,5 \text{ мм}$  та  $0,5 - 1 \text{ мм}$ . Співвідношення сорбент : розчин становило  $1:50$ ,  $1:100$ ,  $1:200$ . Експерименти проводилися наступним чином: наважки цеоліту заливали  $19 \text{ мл}$  модельного розчину та  $1 \text{ мл}$  розчину радіонукліду та витримували протягом доби при періодичному перемішуванні. Початкова активність розчину, з якого поглинався  $^{90}\text{Sr}$ , становила  $5300 \text{ Бк/дм}^3$ . Температура при взаємодії підтримувалася на рівні  $22 \pm 1^\circ\text{C}$ . Після цього розчини відфільтровували на паперовому фільтрі. Паралельно проводилися контрольні досліди без внесення сорбенту з метою зменшення внеску похибки за рахунок сорбції  $^{90}\text{Sr}$  стінками посуду та матеріалом фільтру. Активність  $^{90}\text{Sr}$  вимірювалася за допомогою спектрометра бета-випромінювання СЕБ-01/70. Ступінь поглинання  $^{90}\text{Sr}$  визначали за різницею між активністю у розчинах після сорбції та активністю у контрольних розчинах.

Результати дослідження сорбції  $^{90}\text{Sr}$  цеолітом з висококонцентрованих модельних розчинів (рис. 1) показали, що ступінь поглинання стронцію невисокий і є максимальним для фракції  $0 - 0,14 \text{ мм}$  при співвідношенні сорбент : розчин  $1:50$  ( $15,5 \%$ ). Максимальне поглинання для співвідношень сорбент : розчин  $1:100$  та  $1:200$  встановлено для фракції  $0,25 - 0,5 \text{ мм}$ .

Дослідження поглинання  $^{90}\text{Sr}$  цеолітом з модельних розчинів РРВ до упарювання було проведено на фракції:  $0 - 0,14 \text{ мм}$ , яка є найбільш ефективною при поглинанні з висококонцентрованих модельних розчинів. Результати показали (рис. 2), що поглинання стронцію цеолітом значно вище із модельних розчинів РРВ до упарювання, ніж із висококонцентрованих модельних розчинів ( $\sim$  у  $33$  рази для співвідношення сорбент-розчин ( $1:200$ ), та  $\sim$  у  $5$  разів для співвідношення ( $1:50$ )). При всіх співвідношеннях сорбент : розчин значення ступенів вилучення  $^{90}\text{Sr}$  цеолітом більші, ніж для бентоніту на  $4 - 10 \%$  залежно від співвідношення сорбент : розчин. Для обох сорбентів зі збільшенням співвідношення сорбент : розчин спостерігається збільшення ступеню поглинання, для цеоліту: від  $59,4\%$  при співвідношенні  $1:200$  до  $81,9\%$  при співвідношенні  $1:50$ ; для бентоніту: від  $48,6\%$  при  $1:200$  до  $76,7\%$  при  $1:50$ .

З отриманих результатів можна зробити наступні висновки:

Ступінь поглинання  $^{90}\text{Sr}$  цеолітом значною мірою залежить від мінералізації розчину, особливо при низькому співвідношенні сорбент : розчин. Таким чином, використання природного цеоліту є ефективним тільки для вилучення  $^{90}\text{Sr}$  із РРВ до упарювання.



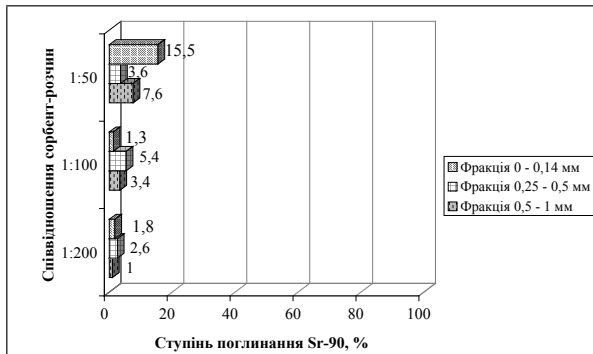


Рисунок 1 - Ступінь поглинання <sup>90</sup>Sr природним цеолітом з висококонцентрованих модельних розчинів при різних розмірах фракції сорбенту та співвідношеннях сорбент – розчин.

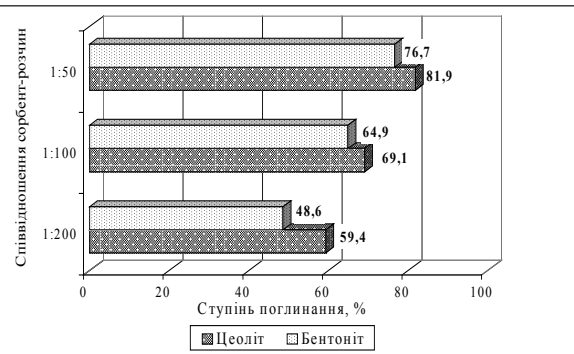


Рисунок 2 - Ступінь поглинання <sup>90</sup>Sr природним цеолітом з розчинів до упарювання та бентонітом при різних співвідношеннях сорбент – розчин.

Ефективність поглинання <sup>90</sup>Sr із модельного розчину РРВ до упарювання вища для цеоліту, ніж для бентоніту. Таким чином, найбільш перспективним сорбентом для подальшого дослідження є цеоліт Сокирницького родовища.

Література

1. Разработка национальной стратегии и концепции по обращению с радиоактивными отходами в Украине, включая стратегию обращения с радиоактивными отходами НАЭК «Энергоатом»: проект TACIS U4.03/04 // под общей редакцией В.М.Шестопалова. – К.: Вид-во «Промінь», 2008.– Том 1. – 500 с. Том 2. – 320 с.
2. А.С. Никифоров, В.В. Куличенко, М.И. Жихарев. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 184 с.



УДК 628.33

**ОЧИСТКА ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ УРАНА  
Ю.И. Мазная**

Национальный технический университет Украины  
«Киевский политехнический институт»  
пр. Победы, 37, г. Киев, 03056  
e-mail: yulya\_maznaya@mail.ru

Развитие атомной энергетики неразрывно связано с необходимостью решения проблем защиты окружающей природной среды от возможности радиоактивного загрязнения. Одной из наиболее важных задач является обеспечение эффективной защиты водного бассейна на начальных стадиях ядерного топливного цикла и очистка поверхностных и подземных вод от радионуклидов, превышающих установленные допустимые уровни. Поэтому создание новых и совершенствование имеющихся методов очистки вод от соединений урана является актуальной задачей[1].

В исследованиях была изучена возможность повышения эффективности очистки



вод от урана с использованием коагуляционно-сорбционного метода, предусматривающего введение в очищаемую среду коагулянта и порошкообразного сорбента. Также было проведено исследование влияния органических веществ на данный процесс. В качестве сорбентов были взяты природные глинистые минералы и цеолиты, используемые при очистке вод от радионуклидов[2], монтмориллонит и гидрослюда, каолинит и клиноптилолит, в качестве коагулянта – сульфат алюминия.

Наиболее эффективными сорбентами являются слоистые силикаты – монтмориллонит и гидрослюда, обладающие наибольшей внешней поверхностью.

Величина сорбции урана природными сорбентами существенно зависит от pH раствора. Четко выраженные максимумы имеются при pH= 4-6. Резкое уменьшение сорбции наблюдается в кислой и щелочной средах.

Табл.1. Значение степени очистки воды при сорбции на минералах.

| Минерал        | Степень очистки при pH 4 | Степень очистки при pH 6 |
|----------------|--------------------------|--------------------------|
| Гидрослюда     | 32,6%                    | 41,2%                    |
| Монтмориллонит | 43,8%                    | 42,5%                    |

Использование коагуляции обеспечивает достижение высокой степени очистки (82,1% при дозе сульфата алюминия 100 мг/дм<sup>3</sup>).

Введение же одновременно с коагулянтом и порошкообразного минерального сорбента позволяет повысить степень очистки прежде всего за счет удаления катионов  $UO_2^{2+}$  и  $UO_2OH^+$ .

Было проведено исследование влияния доз сорбента и коагулянта на эффективность процессов очистки. Оптимальные дозы сорбента и коагулянта – по 100 мг/дм<sup>3</sup>. При этом степень очистки составила 99,6%.

Для оценки влияния гумусовых веществ на процессы очистки воды от урана были проведены коагуляционные эксперименты в широком диапазоне концентраций фульвокислот (от 0 до 100 мг/дм<sup>3</sup>) в загрязненных водах [3]. Полученные данные свидетельствуют о том, что, несмотря на связывание значительной доли урана в плохо адсорбируемые растворимые комплексы с ФК, степень очистки в этом случае практически не изменяется из-за возможности эффективного взаимодействия последних с образующимися положительно заряженными хлопьевидными продуктами гидролиза коагулянтов[4].

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют об эффективности применения коагуляционно - сорбционного метода при очистке природных и сточных вод от урана.

#### Литература

1. Гончарук В.В., Якимова Т.И. // Химия и технология воды.-1996 – 18.№5 – С 495-532.
2. Остапенко В.Т., Тарасевич Ю.И., Кравченко Т.Б. // Химизм и технология воды. – 2000.-22, №2. – С.169-179.
3. Корнилович Б.Ю., Масько А.Н. и др. // Радиохимия.-1997. – 39, №4. –С.370-374.







УДК 628.543.2(088.8)

**ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ МІДІ ПРИ ІОНООБМІННОМУ ПОМ'ЯКШЕННІ ВОДИ  
В.П. Малін, В.С. Камаєв, А.Д. Крисенко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
Пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: veronica\_m\_p@ukr.net

Використання оборотного водопостачання дозволяє в 10...50 разів зменшити споживання природної води в промисловості. Однак лише за один цикл оборотного водопостачання концентрація іонів міді в конденсаті зростає на 7 мкг/дм<sup>3</sup>. За багатократного використання води йони міді накопичуються в ставках-охолоджувачах і циркуляційних системах [1]. Для вирішення проблеми можна застосувати сорбенти й реагенти. За концентрації міді 50 мкг/дм<sup>3</sup> ємність сорбентів є дуже низькою, що призводить до їхньої перевитрати. Більш реальним є скорочення скиду води шляхом її пом'якшення в оборотних системах.

У дослідженнях застосовували слабокислотний катіоніт марки DOWEX MAC-3 у Na<sup>+</sup>-формі. Катіоніт переводили в Na<sup>+</sup>-форму, обробляючи йоніт у кислій формі 2% розчином гідроксиду натрію. В кислу форму слабокислотний катіоніт переводили 5% розчином соляної кислоти.

Мідь сорбували за динамічних і статичних умов з розчинів, що містять мідь, і з розчинів, що містили крім іонів міді йони жорсткості. Для динамічних досліджень застосовували розчини міді концентрацією за йонами міді 25 - 970, статичних – 50 – 1000 мг/дм<sup>3</sup>.

Катіоніт DOWEX MAC-3 характеризується досить високою ефективністю при вилученні іонів міді з води в присутності іонів жорсткості і високою ємністю за йонами кальцію та магнію.

Його ємність у цьому випадку сягає 3000 мг-екв/дм<sup>3</sup>. За йонами міді в динамічних умовах ПОДС становить лише 1538 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Проте, важливішим чинником може бути висока селективність катіоніту за йонами кальцію. У разі сорбції іонів кальцію на катіоніті в Mg<sup>2+</sup>- формі, його ємність за кальцієм становила 2784 мг-екв/дм<sup>3</sup>, а у разі сорбції іонів міді на катіоніті в Ca<sup>2+</sup>- формі обмінна ємність досягла лише 678 мг-екв/дм.

Досліджуваний катіоніт досить легко регенерувати розчинами кислот. Для іонів жорсткості ступінь регенерації становить 99 - 100 %, а для іонів міді – 78 - 98 %.

Головним недоліком запропонованого процесу вилучення іонів міді на катіоніті DOWEX MAC-3 є необхідність двохстадійної регенерації катіоніту: спочатку кислотою, потім - переведенням іоніту в Na<sup>+</sup>- форму лугом.

Значно простіше пом'якшити воду й вилучити йони міді при застосуванні двостадійного катіонування. Спочатку застосовують слабокислотний катіоніт у H<sup>+</sup>-формі, потім - сильнокислотний катіоніт у Na<sup>+</sup>-формі. Йони міді на катіоніті DOWEX MAC-3 сорбуються досить ефективно в присутності іонів кальцію й магнію. При цьому рН розчинів іонів міді становить 3,5...5,0. При цьому йоніт забезпечуватиме не лише ефективне вилучення іонів міді, але й пом'якшення води.

Слабокислотний катіоніт краще застосовувати в кислій формі, тому що в сольовій йоніт знижує жорсткість води лише до 0,3 мг-екв/дм.

В результаті проведених досліджень було встановлено, що катіоніт DOWEX MAC-3 має значну обмінну ємність за йонами жорсткості й міді, дозволяє вилучати йони міді в



присутності йонів жорсткості і може бути застосованим під час кондиціювання води для теплообмінних водоциркуляційних систем електростанцій.

При застосуванні двостадійного катіонування із застосуванням слабокислотного катіоніту в кислій формі на першій стадії сильнокислотного катіоніту в  $\text{Na}^+$  - формі на другій стадії можна забезпечити ефективно пом'якшення води й вилучення з неї йонів важких металів за стабільних нейтральних значень реакції середовища.

#### Література

1. Крисенко Т. В. Вилучення іонів міді з водних розчинів в присутності іонів жорсткості / Т. В. Крисенко, І. М. Гомеля, О. В. Глушко // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2009. - № 1. – С.69-75
2. Митченко Т. Е. Сравнительная оценка эффективности действия катнонитов в установках умягчения воды малой и средней производительности / Т. Е. Митченко, П. В. Козлов, Н. В. Макарова и др. // Вода и водоочистные технологии. – 2005. - № 1. – С.33-36
3. Гомеля М. Д. Розробка маловідходної іонообмінної технології пом'якшення води / М Д Гомеля, Т. О. Шаблій // Экотехнологии и ресурсосбережение. - 2000. - № 1. - С.56-64.
4. Гомеля Н. Д. Разработка допустимых ионитов для ресурсосберегающих процессов умягчения воды / Н. Д. Гомеля, Ю. В. Носачова // Экотехнологии и ресурсосбережение. - 2004. - № 6. - С.55-58.



## ВПЛИВ ДОПОМІЖНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН НА ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ НЕТКАНОГО МАТЕРІАЛУ

**Р.Г. Мариніч, Т.І. Демишок, Л.П. Антоненко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

Нині папір виробляється не лише з целюлозних, а й з синтетичних волокон, застосування яких дозволяє надати паперу високої термостійкості, хороших електро- і теплоізоляційних властивостей.

В роботі досліджувався вплив допоміжних хімічних речовин на фізико-механічні властивості нетканого матеріалу, в композиції якого використовувались суміш целюлозних та синтетичних волокон та в'язучого у співвідношенні 85:10:5. Як зв'язувальна речовина застосовувалось термопластичне волокно куралон. Для надання матеріалу міцності у вологому стані використовувалась епіхлоргідрінова смола кюмене, для проклеювання смола аквапел, для надання білості оптичний вибілювач тінапол.

Витрата епіхлоргідрінових смол змінювалась від 0 до 1 % від маси абсолютно сухої речовини. Відповідно до табл.1 збільшення витрат кюмене до 0,8 – 1% від маси абсолютно сухого волокна дозволяє підвищити показники руйнівного зусилля в сухому стані на 35 – 40 Н, а у вологому на 15 Н.

Були також проведені дослідження показника поверхневої вбирності в залежності від вмісту смоли аквапел, та білості в залежності від вмісту оптичного вибілювача тінапол.



Витрати хімічних допоміжних речовин та їх вплив на показники нетканого матеріалу наведені в табл. 1.

Таблиця 1. Вплив витрат хімічних допоміжних речовин на показники якості нетканого матеріалу.

| Кюмене,% | Аквапел,<br>% | Тінапол,% | Фізико-механічні показники                 |  |   | Білість,% |
|----------|---------------|-----------|--|--|---|-----------|
|          |               |           | Руйнівне<br>зусилля<br>в сухому<br>стані,Н | Руйнівне<br>зусилля в<br>вологодому<br>стані,Н | Поверхне-<br>ва вбир-<br>ність, г/<br>м <sup>2</sup> ,<br>(Кобб <sub>60</sub> ) |           |
|          | 0             |           | 87,75                                      | 10,675   | 152,5   | 92,06     |
|          | 0,2           |           | 74   | 9,625  | 139,5   | 92,44     |
|          | 0,4           | 0,4       | 73,25                                      | 8,8  | 65  | 89,44     |
| 0,8      | 0,6           |           | 75,5                                       | 9,7  | 25  | 91,74     |
|          | 0,8           |           | 62,75                                      | 13,575   | 22  | 91,52     |
|          | 1             |           | 52,75                                      | 12,175   | 16,5  | 91,5      |
| 0        |               |           | 83,75                                      | 3,25   | 167   | 98,2      |
| 0,2      |               |           | 100,25                                     | 11,525   | 21  | 95,15     |
| 0,4      | 0,8           | 0,4       | 97   | 11,1   | 28  | 98        |
| 0,6      |               |           | 105,25                                     | 17,675   | 23  | 95,7      |
| 0,8      |               |           | 119,75                                     | 18,325   | 20,5  | 97,6      |
| 1        |               |           | 120  | 18,8   | 21,5  | 95,96667  |
|          |               | 0         |  |  |   | 93,5      |
|          |               | 0,2       |  |  |   | 96,8      |
| 0,8      | 0,6           | 0,4       | 114,6                                      | 17,6   | 23,5  | 98,86     |
|          |               | 0,6       |  |  |   | 100,26    |
|          |               | 0,8       |  |  |   | 100,98    |
|          |               | 1         |  |  |   | 101       |





УДК 547.992:543.06

## ЗВ'ЯЗУВАННЯ АНІОННИХ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ГУМІНОВИМИ КИСЛОТАМИ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ

**Т.В. Марченко, С.О. Доленко, О.Ю. Олексієнко**

Національний Технічний Університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: xm3223@gmail.com

Незважаючи на широкий спектр застосування, аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР) впливають на екологію й організм людини. Потрапляючи з промисловими й комунальними стічними водами в природні водойми, вони беруть активну участь у процесах перерозподілу інших забруднюючих речовин, таких, як канцерогенні речовини, пестициди, нафтопродукти, важкі метали й ін., активізуючи їхню токсичну дію. В зв'язку з цим надійне визначення аніонних поверхнево-активних речовин у природних об'єктах є важливим екологічним завданням, що дозволяє прогнозувати й запобігати забрудненню токсичними речовинами. При цьому слід зазначити, що для надійного й правильного визначення АПАР необхідно враховувати складний склад органічних і неорганічних речовин, які постійно втримуються в неочищених водах, а також процеси, що протікають у них. Так, гумінові кислоти (ГК), що постійно присутні практично у всіх природних водоймах і утворюються в результаті розкладання рослинних і тваринних організмів, можуть істотно впливати як на результати визначення АПАР, так і на їх властивості, у тому числі на здатність транспортувати екотоксиканти. Тому поведінка гумінових кислот та їх взаємодія з АПАР у водних системах викликає значний інтерес.

Багато досліджень присвячено вивченню взаємодії гумінових кислот з неорганічними й органічними забрудниками. Однак взаємодії поверхнево-активних речовин із гуміновими кислотами у літературі приділено мало уваги.

Метою наших досліджень було кількісно охарактеризувати взаємодію аніонних поверхнево-активних речовин з гуміновими кислотами й оцінити вплив різних факторів на дану взаємодію, що дуже важливо для розрахунку форм існування АПАР в екосистемах і прогнозу їхньої небезпеки.

У даній роботі досліджено поведінку гумусових кислот (гумінових та фульвокислот) у водяних розчинах й їх взаємодію з аніонними поверхнево-активними речовинами, розраховано кількісні характеристики цієї взаємодії (константи зв'язування) і оцінено вплив різних факторів на дану взаємодію. Показано, що молекули гумінових кислот здатні агрегувати у водних розчинах при відносно малих концентраціях таких, як 5 - 10 мг/дм<sup>3</sup> й утворювати міцели подібно поверхнево-активним речовинам із критичною концентрацією міцелоутворення (ККМ) рівною 8 г/дм<sup>3</sup>. Гумінові кислоти здатні зв'язувати аніонні поверхнево-активні речовини при концентраціях значно нижче їх ККМ. Установлено, що здатністю зв'язувати АПАР володіють агрегати молекул гумінових кислот або ж, як їх прийнято називати, супрамолекулярні асоціати, які є аналогами міцел, що утворюються молекулами поверхнево-активних речовин. Показано, що зв'язування АПАР гуміновими кислотами залежить від часу контакту, температури навколишнього середовища, концентрації, природи й розміру молекул гумінових речовин, а також від природи й довжини вуглеводного радикала молекули АПАР.



УДК 628.3.034.2

**УДОСКОНАЛЕННЯ СПОСОБУ ВІДНОВЛЕННЯ РОЗЧИНІВ  
ВИРОБНИЦТВА ДРУКОВАНИХ ПЛАТ****Л.О. Мітюк, А.А. Нестер, С.В. Яворська, О.О. Фуфасв**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м.Київ, 03056

e-mail: swiet@list.ru

Вирішення проблеми відпрацьованих травильних розчинів на сьогодні є перехід на маловідхідний виробничий процес, де проходить процес відновлення розчину. В існуючих схемах відновлення водних розчинів, водний травильний розчин відновлюється шляхом пропускання його через анодну камеру двохкамерного діафрагмного електролізера, де відбувається відновлення травильних якостей розчину, а надлишок міді із анодної камери переноситься в катодну і осідає на катоді. Недоліком цієї схеми є високі енергозатрати і його складність, так як процес ведеться по жорстких режимах електролізу. Відповідно до цього відбувається нагрів електродів і водного розчину до температур, при яких необхідно застосовувати системи охолодження.

Вдосконалення способу відновлення хлоридних водних травильних розчинів запропоноване додаткове окислення з збільшення величини редокс-потенціалу. Тобто існуючий спосіб в діафрагменному електролізері доповнюється операціями окислення в додаткових суміжних з катодною і анодною камерами; при цьому травильний розчин подають в суміжну з анодною і анодну камери з відводом регенованого розчину з анодної камери при досягненні редокс-потенціалу  $+(1,1 \dots 1,2)V$ .

Результат досягається за рахунок того, що подача вхідного травильного розчину в суміжну з катодною камерою створює умови для інтенсивного переносу іонів міді в катодну камеру, завдяки чому збільшується вихід по струму міді на катоді, а тому зменшуються витрати електроенергії на процес відновлення. В той же час окислення хлоридного травильного розчину не тільки в анодній, але і в двох суміжних камерах дозволяє окислити іони одновалентної міді в двохвалентні по всьому об'єму електроліту і тим самим інтенсифікувати перенос іонів міді в катодну камеру за рахунок більш високої рухливості двохвалентної міді в порівнянні з одновалентною, що також сприяє концентруванню міді в катодній камері і зниженню її концентрації в анодній камері. Це також зменшує витрати на окислення травильного розчину в анодній камері і осадження надлишку міді на катоді, тобто на процес регенерації.

Доведення редокс-потенціалу аноліту до значень  $+(1,1 \dots 1,2)V$  замість відомих значень  $+(0,40 \dots 0,55)V$  дає можливість обробити лише частину регенераційного розчину і в подальшому використовувати його в якості реагенту для окислення залишкової частини розчину до необхідних значень редокс-потенціалу.

Згідно результатів проведеного дослідження запропонований спосіб в порівнянні з існуючим дозволяє за рахунок підвищення виходу по струму металічної міді на катоді в середньому на 16% зменшити енерговитрати на окислення 1л водного хлоридного розчину в 2,5 рази. Запропонований спосіб дозволяє вести процес відновлення при помірних режимах електролізу, що значно зменшує розігрів електродів, електроліту і дозволяє відмовитись від системи охолодження. В порівнянні з відомим способом досягається здешевлення процесу за рахунок зниження енерговитрат.



УДК 541.4(7)

## ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО БАСЕЙНУ УКРАЇНИ СИНТЕТИЧНИМИ МІЮЧИМИ ЗАСОБАМИ

**В.О. Мусієнко, І.В. Панасюк, Ю.В. Клапцов**

Київський національний університет технологій та дизайну

вул. Немировича-Данченка, 2, м. Київ

e-mail: knutd@knutd.com.ua

Сучасні синтетичні миючі засоби (СМЗ) в своєму складі містять більше 20 хімічних сполук, серед яких найнебезпечнішими складовими є аніонні поверхнево-активні сполуки (А-ПАР). СМЗ у своїй більшості, викликають у людини алергічні реакції та негативно впливають на всі інші системи життєдіяльності людини [1]. Для підсилення ефективності СМЗ, останні в своєму складі мають фосфорні сполуки, які осідають на дні водоймищ і стають добривом для інтенсивного розвитку синьо-зелених водоростей, що викликають «зацвітання» води. Синьо-зелені водорості є надзвичайно небезпечними, оскільки їх присутність призводить до загибелі всіх живих організмів, при цьому погіршуючи параметри якості води.

Для зменшення негативного впливу СМЗ на організм людини і навколишнього середовища в Київському національному університеті технологій та дизайну проведені дослідження способів прання і очищення різних матеріалів, забруднених технічними та харчовими забруднювачами.

Згідно ГОСТ 25644-83 у розчині для прання вміст СМЗ повинен становити не менше 5 г/л, при такій концентрації миючого засобу водневий показник розчину знаходиться в межах рН 10,1...10,3. Відповідні характеристики розчину для прання можна досягти при зменшенні концентрації СМЗ до 2 г/л, але при використанні католіту.

На основі проведених досліджень, запропоновано спосіб прання, який забезпечує якість процесу при зменшенні витрат СМЗ у 2,0...2,3 рази [2].

Висновки. Проведені дослідження властивостей електроактивованої води дозволили запропонувати спосіб якісного очищення різних матеріалів при зменшенні концентрації СМЗ у розчині для прання.. Практична реалізація отриманих результатів забезпечить зменшення концентрації небезпечних сполук побутової хімії у стічних водах.

Література:

1. Абрамзон А.А. Поверхностно-активные вещества. Свойства и применения. – Л. «Химия», 1975. – 248 с.
2. Мусієнко В.О. та інш. Спосіб прання тканин. Патент на корисну модель № 47038, бюл. № 1, 2010 р.).







УДК 621.182

**МОДЕЛЮВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ЗВОРОТНЬООСМАТИЧНИХ  
МЕМБРАН****М.І. Ніньовська, О.О. Квітка**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

E-mail: Maria\_Ninovska@meta.ua

Останнім часом постійно зростають вимоги до якості води, особливо в промисловості і енергетиці. Провідне місце серед сучасних методів промислової водопідготовки займають мембранні методи, зокрема установки зворотнього осмосу (Reverse osmosis systems RO).

В промислових зворотньоосмотичних системах найчастіше використовуються восьмидюймові RO – елементи, призначені для обробки солонуватих вод. Такі елементи окрім високої селективності по розчиненим солям (не менше 99,5%) характеризуються розвинутою поверхнею активності мембрани, за рахунок чого їх продуктивність значно більше, ніж у звичайних RO – елементів. Це дозволяє знизити капітальні і експлуатаційні затрати, а також робити систему гнучкою, що дозволяє у випадку необхідності нарощувати продуктивність. Тому на даний час досить актуальним є моделювання і проектування таких систем водопідготовки.

Існує багато підходів до моделювання RO систем. Зокрема досить поширеним є застосування моделей, що дозволяють оцінити ефективність роботи мембрани, тобто фактично описують зміну основних робочих характеристик системи в часі. Це дозволяє ще на етапі розробки і проектування схеми забезпечити її стабільну і неперервну роботу, шляхом вживання відповідних технічних заходів.

В роботі була розглянута математична модель, яка базується на основі досліджень Кімури – Сауріджана. Основою її є узагальнене рівняння переносу водою розчинених в ній іонів. Розрахунки за моделлю було виконано для двох типів мембран BW30-440i і LE-440i, компанії FILMATEC, призначених для демінералізації солонуватих вод. Нижче наведено рівняння, що описують потік розчинника (води) і іонів в RO системах безперервної дії.

Транспорт води:

$$N_B = A[P - \pi(\sum X_{i2} + X_{j2}) + \pi(\sum X_{i3} + X_{j3})] \quad (1)$$

Катіонний транспорт:

$$N_i = (D_M / K_{i2} \cdot \delta) \cdot C_2 \cdot X_{i2} - (D_M / K_{i3} \cdot \delta) \cdot C_3 \cdot X_{i3}, i = 1, 2, \dots \quad (2)$$

Аніонний транспорт:

$$N_j = (D_M / K_{j2} \cdot \delta) \cdot C_2 \cdot X_{j2} - (D_M / K_{j3} \cdot \delta) \cdot C_3 \cdot X_{j3}, i = 1, 2, \dots \quad (3)$$

де:

$$K_i = C \cdot X_i (C_M \cdot X_M) \quad (4)$$

$$K_j = C \cdot X_j (C_M \cdot X_M) \quad (5)$$



Сумарна кількість молів катіонів (6) і аніонів (7):

$$X_{i3} = N_i / r \quad (6)$$

$$X_{j3} = N_j / r \quad (7)$$

де:

$$r = N_B + \sum N_i + \sum N_j \quad (8)$$

Допущення моделі:

$$C_1 = C_2 = C_3 = C$$

$$N_B > (\sum N_i + \sum N_j)$$

$k_i = k_{NaCl} (D_i / D_{NaCl})^{2/3}$ , де  $k_i$  і  $k_{NaCl}$  коефіцієнти масо передачі для іонів заліза і NaCl відповідно.

Параметри  $D_i$  і  $D_{NaCl}$  коефіцієнти самодифузії іонів заліза і NaCl у воді, при нескінченному розведенні. Для розв'язку математично моделі було використано програмний пакет MatLab R2009b. На рисунках 2– наведено графічне представлення результатів, де 1 – експериментальні дані, 2– теоретичні (модельні).

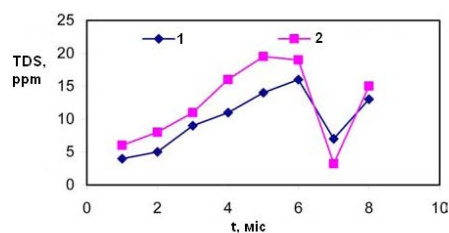


Рисунок 1 – Зміна солемісту перміату в часі для BW30-440i мембрани

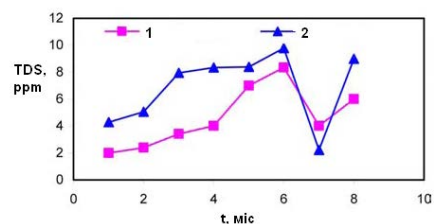


Рисунок 2 – Зміна солемісту перміату в часі для LE-440i мембрани

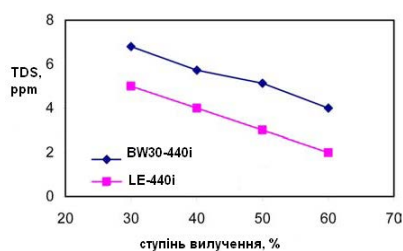


Рисунок 3 – Залежність загального солемісту від ступеня вилучення для різних мембран

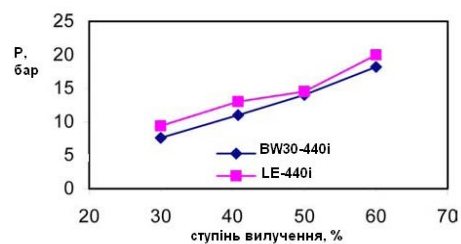


Рисунок 4 – Залежність тиску в системі від ступеня вилучення для різних мембран

З рисунків 1 – 2 видно, що для обох типів мембран TDS перміату швидко зростає зі зростанням терміну експлуатації, тому необхідним стає відновлення її продуктивності після 7 місяців експлуатації, шляхом очищення. На рисунку 3 наведено залежність загального солемісту перміату від ступеня вилучення, яка має оберненопропорційний характер, тобто зі зростанням ступеня вилучення TDS зменшується. При цьому кращі результати



отримані для мембран LE-440i. На рисунку 4 наведено залежність перепаду тиску від ступеня вилучення для обох типів мембран, як видно вона має лінійний характер.

Отже, з отриманих результатів можна зробити висновки, що представлена математична модель, яка базується на основі узагальненого рівняння переносу достатньо точно описує процес, про що свідчить мале значення розбіжності між теоретичними і експериментальними даними. Це дозволяє достатньо точно прогнозувати термін регенерації мембран, що в свою чергу дає змогу забезпечити неперервний режим роботи, шляхом прийняття необхідних технічних рішень.

Література:

1. Рябчиков, Б.Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования [Текст] / Б.Е. Рябчиков – М.: ДеЛи принт, 2004. – 301.



УДК 628.31

## МЕТОД ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ГАЛЬВАНИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ ОТ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ - ГАЛЬВАНОКОАГУЛЯЦИЯ

Е.С. Панченко

Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: lena.panchenko-kpi@yandex.ua

Загрязнение сточных вод – одна из наиболее важных экологических проблем в Украине. Ежегодно предприятиями Украины сбрасывается около 17,74 млрд м<sup>3</sup> сточных вод.

Сточные воды гальванических производств являются одними из наиболее опасных загрязнителей окружающей среды. Предельно допустимые концентрации различных солей тяжелых металлов колеблются от нескольких мг/л до тысячных долей мг/л. Наименьшие значения ПДК, составляющие тысячные и десятитысячные доли мг/л, имеют ртуть и ее соли, трехвалентный хром, соли кадмия [1].

Ввиду многообразия гальванических технологических процессов на предприятиях в настоящее время чаще всего сточные воды подвергают очистке объединенным потоком, что значительно усложняет регенерацию металлов из смешанных шламов [1].

Для очистки стоков гальванических производств от солей различных металлов предлагается новый оригинальный способ - гальванокоагуляция. Сущность гальванокоагуляции заключается в использовании эффекта работы короткозамкнутого элемента, (Fe-C, Fe-Cu, Al-C), помещенного в раствор. За счет разности электрохимических потенциалов поляризуются железные (алюминиевые) аноды и переходят в раствор без наложения тока от внешнего источника. Медь или кокс является катодом. Процесс осуществляется в проточных аппаратах барабанного типа. При гальванокоагуляции одновременно действуют катодное осаждение металлов, восстановление поливалентных анионов (хроматов), образование ферритов металлов, образование включений (клотратов), сорбция, коагуляция [1].



В качестве примера для очистки сточных вод гальванических производств от ионов тяжелых металлов может служить ионообменная очистная установка. Она включает отстойник для удаления из сточных вод маслопродуктов и механических примесей; двухслойный фильтр, в котором верхний слой толщиной 600 мм состоит из сервоцита и гравия, а нижний толщиной 1200 мм - из активного угля; Н-катионитовый фильтр (высота слоя смолы 1700 мм) для задержания катионов тяжелых металлов; слабоосновной анионитовый фильтр (высота слоя смолы 1800 мм), на котором улавливаются анионы сильных кислот: сильноосновной анионитовый фильтр (высота слоя смолы 1420 мм) для задержания анионов слабых кислот (синильной, утольной, кремневой, борной). Фильтры регенерируются 10 % раствором соляной кислоты и 5 % раствором едкого натра [1].

Технико-экономическое сравнение различных вариантов очистки промывных вод цехов электролитических покрытий показывает, что локальная очистка оказывается более целесообразной, чем совместная по экономическим показателям, а также с учетом меньшего воздействия на окружающую среду [1].

#### Литература

1. Инженерные методы защиты окружающей среды. Техника защиты атмосферы и гидросферы от промышленных загрязнений. / Комарова Л.Ф., Кормима Л.А.: Учебное пособие. - Барнаул. 2000. - 391 с.



УДК 546.185

## О ПРИМЕНЕНИИ ДИФОСФАТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

**Н.И. Патрикеева, Н.М. Антрапцева, Н.В. Ткачева**

Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины  
ул. Героев Оборона, 17, г. Киев, 03041  
e-mail: ollchem\_chair@twin.nauu.kiev.ua

В настоящее время, когда развитие промышленности, транспорта, коммунального хозяйства привело к широкомасштабному загрязнению поверхностных вод неочищенными стоками, очистка воды и вопросы ее усовершенствования приобрели особую актуальность.

Значительную массу загрязняющих веществ в виде токсичных ионов тяжелых металлов вносит гальваническое производство. Оно относится к наиболее экологически небезопасным и требует постоянного усовершенствования существующих и разработки новых методов очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов.

Наиболее распространенным методом очистки отработанных кислых растворов гальванических ванн является осаждение ионов тяжелых металлов в виде гидроксидов, а воды от промывки деталей после нанесения покрытия – нейтрализацией щелочными реагентами. После такой очистки в воде остается в растворенном состоянии от 5 до 100 мг/дм<sup>3</sup> ионов тяжелых металлов. Осаждением с помощью растворимых фосфатов можно



достичь большей степени очистки, чем щелочными реагентами. Недостатком такой технологии является сложность отделения осадков тяжелых металлов, поскольку они осаждаются в виде тонкодисперсной взвеси с размерами частиц менее 100 мкм.

Перспективным в этом плане является осаждение ионов тяжелых металлов в виде нерастворимых дифосфатов, которые, согласно нашим исследованиям, имеют сорбирующие свойства. В основе механизма их действия лежат не столько ионообменные взаимодействия, сколько процессы комплексообразования. Этот факт был установлен экспериментально при изучении сорбционных характеристик индивидуального дифосфата марганца и твердого раствора на его основе состава  $Mn_{2-x}Co_xP_2O_7 \cdot 5H_2O$ .

Для характеристики пористой структуры и адсорбционных свойств дифосфатов изучали изотермы сорбции паров n-гексана. Результаты исследований представлены в табл.

Таблица – Адсорбционные характеристики дифосфатов

| Дифосфат                               | Емкость м-носля (am), ммоль/г | Граничная адсорбция (as), ммоль/г | Удельная поверхность, СБЕТ·103 м <sup>2</sup> /кг |
|--|-------------------------------|-----------------------------------|---|
| $Mn_2P_2O_7 \cdot 5H_2O$               | 0,124556                      | 1,282931                          | 39,6  |
| $Mn_{1,58}Co_{0,42}P_2O_7 \cdot 5H_2O$ | 0,078061                      | 0,366887                          | 20,1  |
| $Mn_{1,45}Co_{0,55}P_2O_7 \cdot 5H_2O$ | 0,071258                      | 0,396402                          | 21,4  |
| $Mn_{1,17}Co_{0,83}P_2O_7 \cdot 5H_2O$ | 0,069128                      | 0,457976                          | 24,2  |

Как показали результаты расчета эффективных радиусов пор, дифосфаты характеризуются мезопористой структурой. Они имеют широкий набор пор с разными эффективными радиусами от 15 до 160 Е. Именно поры с радиусом 160 Е обеспечивают подъем адсорбционных кривых в области больших относительных давлений и появление второй петли гистерезиса. Сравнительный анализ сорбционных характеристик дифосфатов и известного сорбента – гидроксилпатита показал, что сорбционные свойства дифосфатов сопоставимы с аналогичными характеристиками гидроксилпатита.



УДК 579.69:628.16

## ДЕМОБІЛІЗАЦІЯ БІОПЛІВОК ПРИРОДНОГО ПОХОДЖЕННЯ, УТВОРЕНИХ НА ПОВЕРХНІ ЗАВАНТАЖЕННЯ ВУГІЛЬНОГО ФІЛЬТРА ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ, ЩО ВИКОРИСТОВУЄТЬСЯ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ ПИВА

Т.О. Перевалова, І.Ю. Рой, Г.М. Здоровенко

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського,  
бульвар Академіка Вернадського, 42, м. Київ, 03056

Водопідготовка, як галузь, забезпечує стабільне функціонування промисловості, задовольняє соціальні, гігієнічні, та інші потреби населення. Для забезпечення водою населення та промислово - господарського комплексу необхідно мати цілу низку споруд для



забору води, її підйому, очищення, накопичування, транспортування, розподілу [1].

Для промислової водопідготовки широко застосовуються вугільні фільтри. Але існує проблема біопшкодження матеріалу завантаження вугільного фільтра внаслідок утворення біоплівки. Вивчення екологічних механізмів функціонування біоплівок дозволить розробити нові стратегії управління та боротьби з ними.

Біоплівка - мікробне угруповання, що складається з клітин, які прикріплені до будь-якої поверхні та одна до одної, занурені в матрикс синтезованих ними позаклітинних полімерних речовин і демонструють зміну фенотипу, що виражається у зміні параметрів росту та експресії специфічних генів [2]. Матрикс - це позаклітинна полімерна речовина, яка складається з екзополісахаридів, екзоліпополісахаридів, білків, нуклеїнових кислот та інших речовин. Найбільш вивченим компонентом матриксу є екзополісахариди, однією з функцій яких є забезпечення захисту бактерій від впливу несприятливих факторів середовища.

Мета даної роботи - дослідження методів демобілізації біоплівок природного походження, утворених на поверхні завантаження вугільного фільтра для очищення води, що використовується при виробництві пива, а також виділення та вивчення культуральних і деяких фізіолого-біохімічних особливостей мікроорганізмів біоплівки.

У роботі досліджували три проби вугілля, відібраних перед промиванням вугільного фільтра на різній глибині - з поверхні вугільного фільтра та на глибині 0,5 м і 1 м.

На першому етапі роботи була проведена демобілізація біоплівки такими розчинами: 0,85% NaCl, 1M NaOH, 0,25% розчином Рінгера та дистильованою водою.

Встановлено, що верхній шар вугільного фільтра містить найбільше бактеріальних клітин, отже найбільш активно біоплівка розвивається на поверхні. Показано, що найефективніше біоплівку змивають 0,25% розчин Рінгера і 0,85% NaCl.

На другому етапі досліджень вивчали культуральні (макроморфологічні) властивості, до яких належать характерні особливості росту мікроорганізмів на твердих живильних середовищах. При їх описі оцінювали такі ознаки: форму і розмір (діаметр) колонії, характер поверхні, профіль, блиск і прозорість, колір колонії, характер краю, структуру і консистенцію. Для вивчення було обрано 7 типових різновидів колоній утворюючих одиниць, виділених зі змивів досліджуваного вугілля, відібраного на різній глибині.

При ідентифікації цих бактерій встановлено, що вони належать до групи спороутворюючих та роду *Pseudomonas*.

У подальшій роботі планується вивчити чутливість цих бактерій до антисептиків для підбору препаратів для обробки вугілля з метою запобігання заростання біоплівкою.

Література

1. А.М. Тугай, В.О. Орлов Водопостачання К.: Знання, 2009, С 7-8
2. Donlan Rodney M. and J. William Costerton Biofilms: Survival Mechanisms of Clinically Relevant Microorganisms Clinical Microbiology Reviews, Apr. 2002, p. 167-193 Vol. 15, No. 2



УДК 628.316.12

**ПЕРЕДМЕМБРАННА ОЧИСТКА ФІЛЬТРАТУ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ МЕТОДОМ ЕЛЕКТРОФЛОТООКАГУЛЯЦІЇ****Є.П. Прекрасна, В.А. Багрій**

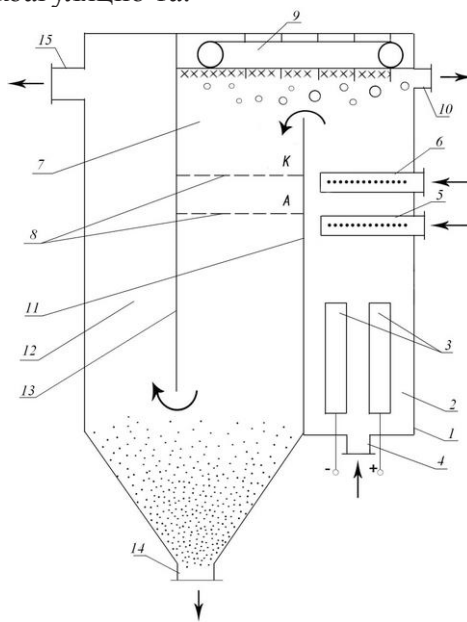
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: preckrasna@gmail.com

Фільтрат зі звалищ твердих побутових відходів відноситься до особливо забруднених та екологічно небезпечних стічних вод з високим вмістом мінеральних та органічних речовин. Для його очистки широко застосовують баромембранні методи (ультра- і мікрофільтрація, зворотній осмос). Основною перешкодою для достатньо ефективного застосування цих методів є органічна складова фільтрату, яка утворює гелеподібні шари на мембранній поверхні та призводить до різкого зниження питомої продуктивності мембран [1]. Відповідно, передмембранна очистка є досить важливою частиною загального очисного процесу, а вдосконалення її методів є актуальним.

Найбільш поширеним наразі методом передмембранної очистки фільтрату є реагентна коагуляція з використанням сульфатів заліза та алюмінію. Недоліками цього методу є використання реагентів, складність технологічних установок, вторинне забруднення. Альтернативою цьому методу пропонується електрофлотокоагуляційна очистка фільтрату, що поєднує в собі електрокоагуляцію та.



Для очистки фільтрату нами сконструйована установка (рис.1), що містить електрокоагуляційну камеру 2, електрофлотаційну камеру 3, відстійну камеру 12, розчинні електроди 3, нерозчинні електроди 8, шламозбірник 14, аератор 6, скребковий транспортер 9 та патрубок для відведення піни 10. Напрацювання коагулянту проводили з використанням водопровідної води. Це унеможливило адсорбційну пасивацію розчинних анодів присутніми в стічній воді органічними забруднювачами. Стічна вода через патрубок 5 подавалась в колектор і змішувалась з розчином коагулянту. Загальне співвідношення фільтрату до водопровідної води в установці становило 1:1. З електрокоагуляційної камери 2 розчин коагулянту з адсорбованими на частинках гідроксиду заліза забруднювачами поступав в



електрофлотаційну камеру 7, в якій вода відділялась від піни і донного шламу. Очищена вода з електрофлотаційної камери 7 через розташований в нижній частині перегородки 13 перетік поступала в відстійну камеру, звідки відводилась патрубком 15. Розділення за допомогою установки вихідного стоку на три потоки: власне очищену воду, донний шлам та пінну фракцію сприяло підвищенню ефективності очистки.

Вибір розчинних залізних електродів був зумовлений тим, що гідроксид заліза має максимальну адсорбційну активність при рН 8-9 [2], тобто близько до рН очищуваного стоку (9,3) та відносно дешевизною матеріалу. Як нерозчинні електроди використовували сітчастий катод із нержавіючої сталі та окисно-кобальтовий анод на титановій основі. Обробка фільтрату проводилась при подачі різної сили струму на розчинні електроди – 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 А, що відповідає виділенню на розчинних електродах 87, 174, 261, 348, 435, 522  $\text{Fe}^{2+}$  мг/дм<sup>3</sup>. Тривалість обробки фільтрату складала 30 хвилин для кожного значення сили струму. Для оцінки ефективності очистки визначали хімічне споживання кисню (ХСК) біхроматним методом та кольоровість за біхромат-кобальтовою шкалою. Аналізували очищену воду і пінний конденсат. Результати визначення ХСК і кольоровості представлені на рис.2. До очистки значення ХСК фільтрату складало 4000 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, кольоровість 3800є.

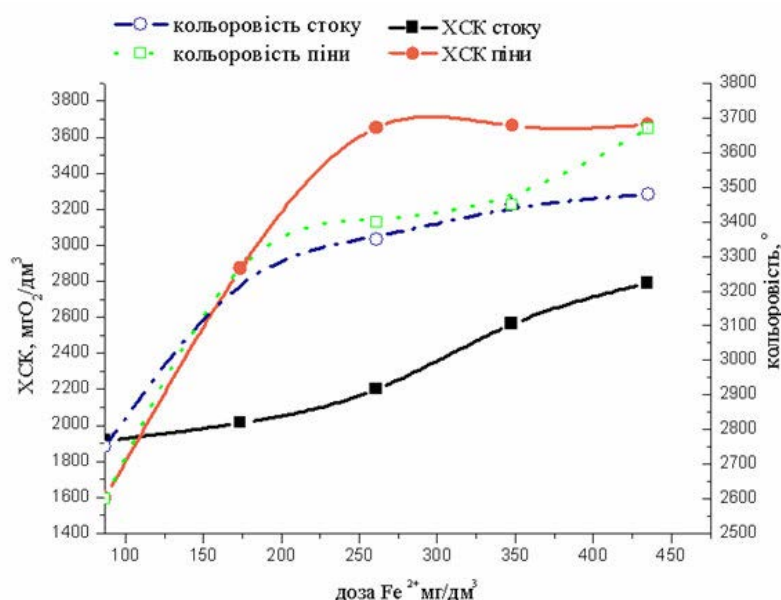


Рис.2. Залежність значень ХСК та кольоровості для очищеної води та пінної фракції

Як видно із рис.2, попри теоретичні очікування щодо зменшення ХСК в очищеному стоці, ці показники поступово підвищуються. Збільшення ХСК з підвищенням струму, а отже і підвищенням вмісту коагулянту пояснюється відновлюваним середовищем фільтрату, що перешкоджає окисленню  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}^{3+}$ , а також утворенню та осіданню пластівців гідроксиду. Барботажу повітря, що здійснюється аератором в установці, для окислення  $\text{Fe}^{2+}$  вочевидь недостатньо. На наш погляд, збільшення ХСК зумовлено зростанням концентрації  $\text{Fe}^{2+}$  в розчині. Та ж тенденція прослідковується і в зміні кольоровості – інтенсивність забарвлення зумовлена йонами  $\text{Fe}^{2+}$ . ХСК піни також зростає зі збільшенням сили струму, що зумовлено підвищенням інтенсивності флотації забруднювачів. Окрім цього, бульбашками захоплюється частина  $\text{Fe}^{2+}$ , що впливає на показник ХСК. З тих же причин спостерігається підвищення кольоровості піни.

З отриманих результатів можна зробити висновок, що метод електрофлотокоагуляції





є перспективним для передмембранної очистки фільтрату, про що свідчить вища ефективність очистки порівняно з реагентною коагуляцією [1]. Максимальний ступінь при електрофлококоагуляційній очистці склав 52% проти 24% при реагентній [1]. Недостатньо висока ефективність використання залізних розчинних електродів пояснюється потужним відновлювальним потенціалом оброблюваної води, який перешкоджає окисленню іонів  $Fe^{2+}$  в  $Fe^{3+}$ , тобто утворенню більш ефективного коагулянту  $Fe(OH)_3$ . З огляду на це в подальших дослідженнях планується застосовувати алюмінієві розчинні електроди.

Література:

1. В.В. Гончарук, М.Н. Балакіна, Д.Д. Кучерук, В.Ф. Скубченко, Н.В. Ярошевська, В.Р. Мурав'єв, М.В. Милукин, И.Я. Пищай Предмембранная обработка дренажных вод свалок твердых бытовых отходов // Химия и технология воды, 2007, т.29, №1, ст. 42-53.
2. Назарян М.М., Ефимов В.Т. Электрокоагуляторы для очистки промышленных стоков.-Харьков:Вища школа. 1983.-144с.



УДК 628.34:546.185

## МОДИФІКОВАНІ ГЛИНИСТІ МІНЕРАЛИ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ІЗ СТИЧНИХ ВОД

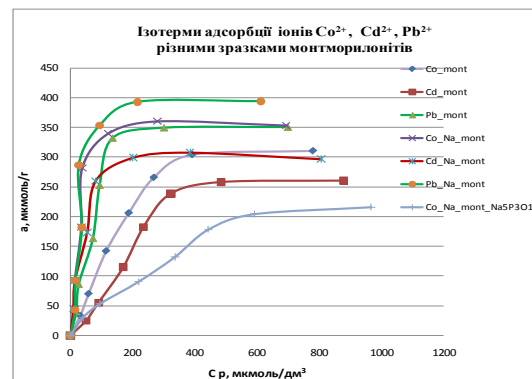
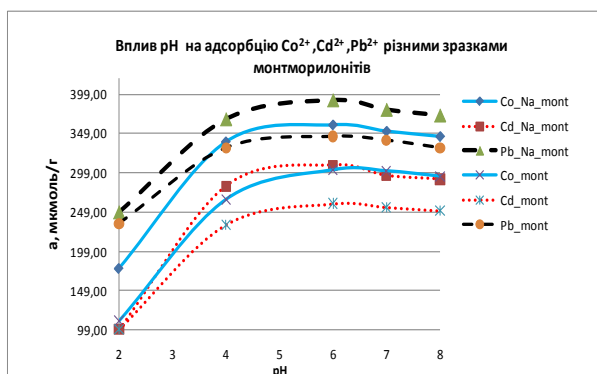
**Ж.В. Приймак, Л.М. Спасьонова**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: gjane11@ukr.net

Ефективні і не дорогі сорбенти і каталізатори завжди затребувані в промисловості і господарській діяльності. Цим вимогам великою мірою відповідають матеріали на основі глинистих мінералів, які характеризуються відносною дешевизною і володіють високою питомою поверхнею. Зростання інтересу до модифікованих глин обумовлене також необхідністю заміни традиційних сорбентів і каталізаторів екологічно нешкідливими сорбційними матеріалами. У зв'язку з цим актуальним завданням є розробка технологій отримання модифікованих глин і дослідження їх адсорбційних властивостей.

До стійких хімічних забруднювачів кумулятивної дії із специфічними токсичними властивостями відносяться найбільш екологічно небезпечні важкі метали свинець, кадмій, кобальт та ін.

Для покращення сорбційних характеристик природних алюмосилікатів застосовують різні види активації [1]. Для отримання сорбентів з підвищеною поглинаючою ємністю був застосований метод модифікування Na – монтморилоніту фосфатними сполуками, здатними утворювати з катіонами металів малорозчинні або комплексні сполуки. Na – монтморилоніт обробляли водним розчином  $Na_5P_3O_{10}$  різної концентрації.



Так як існує два варіанти взаємодії фосфатних груп з глинистим мінералом [2], необхідно налагодити технологічний процес модифікування таким чином, щоб функціональні групи кисню в поліфосфатах, здатних значно підвищувати адсорбційну здатність іонів важких металів з стічних вод, не були закриті для активних центрів алюмосилікату. Модифікування монтморилонітових глин різними фосфатними сполуками призводить до утворення регулярних пористих структур, що володіють унікальними фізико-хімічними властивостями.

#### Література

1. Корнилович Б. Ю. Структура и поверхностные свойства механохимически активизированных силикатов и карбонатов. - К. : Наук.думка, 1994. - 127 с.
2. Carol A. Lake, William G. MacIntyre. Phosphate and Tripolyphosphate Adsorption by Clay Minerals and Estuarine Sediments - A publication of Virginia Water Resources Research Center Virginia Polytechnic Institute and State University Blacksburg, Virginiaю- 1977. – P. 58.



УДК 628.17:658.26:681.5

## ВИКОРИСТАННЯ МОДЕЛЕЙ НЕЯВНОГО ВИГЛЯДУ ПРИ ОПТИМІЗАЦІЇ СХЕМ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА

О.М. Семенюта, А.М. Шахновський, О.О. Квітка

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: kxtp@list.ru

При модернізації схем водного господарства (СВГ) промислових підприємств свою ефективність показало застосування методів структурної оптимізації. Структурна оптимізація (СО) схем водоспоживання, водовідведення та водоочищення полягає у раціональному перерозподіленні потоків між процесами СВГ [1]. СО СВГ спрямована на максимальне повне використання ресурсу СВГ без заміни основного обладнання, за рахунок організації системи рециклів. Такий підхід показав свою еколого-економічну ефективність внаслідок відносно низької вартості впровадження. Важливою є також можливість використання ма-

тематичного апарату СО для оптимальної експлуатації гнучких виробничих ліній.

Загальним для переважної більшості використовуваних нині процедур СО СВГ є формулювання проблеми у вигляді задачі математичного програмування. При цьому задача оптимізації у математичній постановці включає: 1) цільову функцію, що забезпечує рушійну силу процесу оптимізації; 2) систему обмежень, які надають результатам оптимізації належного фізичного сенсу.

Зазначена система обмежень формулюється на основі математичних моделей елементів СВГ (моделей процесів-водоспоживачів, процесів водоочищення, змішувачів та дільників потоків, тощо). Специфіка числових методів, що застосовуються для вирішення задач оптимізації, вимагає формулювати обмеження у вигляді системи алгебраїчних рівнянь та нерівностей явного вигляду. Під час пошуку оптимуму на кожній з ітерацій процедури пошуку оптимуму реалізується підстановка даних в математичну модель із отриманням результуючих модельних величин (зокрема, концентрацій забруднювачів на виході з процесу). Такий розрахунок являє собою частковий випадок процесу математичного моделювання. В результаті виключається використання у процесі СО математичних залежностей неявного вигляду (диференційних рівнянь, тощо).



Рисунок 1 – Традиційний підхід до СО СВГ

В той же час, процеси, що протікають у СВГ, зокрема, при водоспоживанні та водоочищенні, мають складну природу, і традиційні спрощені моделі вказаних процесів не завжди забезпечують достатню точність опису цих явищ у потрібному обсязі. В результаті, при традиційному підході до СО СВГ (рис. 1) може виникати додаткова похибка результатів проектування.

Застосований авторами підхід (рис. 2) відкриває можливість використання при СО СВГ математичних моделей заданого дослідником ступеню точності. Складність використовуваної математичної моделі обмежується лише наявними обчислювальними ресурсами (наявністю в дослідника програмно-алгоритмічного забезпечення для вирішення обраної моделі, потужністю комп'ютера, тощо).



Рисунок 2 – Підхід до СО СВГ на основі вирішення неявних моделей

Так, для опису одиниць водоспоживання під час СО СВГ замість традиційних найпростіших залежностей «вхід-вихід» авторами було застосовано моделі масообміну із врахуванням ряду припущень і спрощень: зміна концентрації забруднюючих домішок у потоках за рахунок масообміну є незначною порівняно із масовими витратами потоків; для математичного опису рівноваги процесу масообміну прийнято лінійні залежності;



відхилення від усталеного режиму масообміну є незначними; масообмін для кожної з груп забруднювачів здійснюється незалежно; поперечне перемішування у апаратах є ідеальним, тощо.

Для реалізації представленого вище підходу було обрано Microsoft .NET Framework – платформу для розробки застосунків (прикладних програм, applications) комерційного рівня з розвиненими інструментами розробки програмного забезпечення (Microsoft Visual Studio), інтеграцією з платформою Microsoft Windows, можливістю створення програмних продуктів різного рівня (desktop-, mobile-, web-applications), та великою кількістю підключуваних бібліотек. Обрана мова програмування – C# – дозволяє створювати високоякісні, підтримувані застосунки завдяки використанню об'єктно-орієнтованого підходу та C-подібного синтаксису.

На початковому етапі розробки в якості бібліотеки для реалізації методів оптимізації була обрана “Microsoft Solver Foundation” – потужна бібліотека керованого коду з можливістю інтеграції з кодом .NET, процесором електронних таблиць Microsoft Excel та іншими продуктами Microsoft (включаючи серверні). Була обрана безкоштовна версія бібліотеки “Solver Foundation Express”. Планується використання для вирішення математичних моделей бібліотеки з відкритим вихідним кодом (Math.NET Numerics, Numerical Methods on C#).

Основним продуктом розробки є бібліотека керованого коду (файл dll), який може бути використаний при розробці нових застосунків, та застосунок-клієнт для реалізації інтерфейсу користувача (Windows-програма чи Web-застосунок на платформі ASP.NET). На початковому етапі розробки в якості клієнту використовується консольна програма. Розробка проводиться в середовищі Microsoft Visual Studio 2010 Professional.

Література

1. Шахновский А.М., Статюха Г. А., Квитка А.А. Структурная оптимизация схем промышленного водопотребления // Вісник Черкаського державного технологічного університету. – 2004. – №3. – С. 149-153.



УДК 628.179

## **ДВУХСТУПЕНЧАТАЯ ОЧИСТКА ШАХТНЫХ СТОЧНЫХ ВОД**

**Я.В. Скрынник, Г.С. Столяренко, Ю.А. Безносик**

Черкасский государственный технологический университет

e-mail: yanusja\_himik@ukr.net

Угольная промышленность отрицательно влияет на окружающую среду. Это влияние распространяется на природный ландшафт, атмосферу и поверхностные водоёмы. В современных условиях качественно новым образом решается проблема разработки современных методов очистки шахтных вод, поскольку они, стекая по выработанному пространству и горным породам, загрязняются бактериями, взвешенными, в том числе радиоактивными и растворёнными химическими примесями. Одновременно с добычей угля забирается вода, объём которой в несколько раз превышает объём потребления её



промышленными предприятиями отрасли. Государственное предприятие «Укршахтгидрозащита» откачивает из земных недр каждые сутки до 100 тыс. м<sup>3</sup> шахтной воды. Таким количеством воды можно было бы обеспечить значительную часть населения Юго-Восточной Украины. Это и объясняет повышенный интерес к проблеме очистки шахтных вод, которая на сегодняшний день остаётся открытой для исследований. В отечественной и зарубежной практике наибольшее распространение получил метод обратного осмоса, но он имеет ряд недостатков: низкий выход очищенной воды; низкая минерализация; высокая концентрация солей в концентрате-воде, сливаемой в дренаж в процессе работы фильтра. В ЧГТУ на кафедре «Химической технологии и инженерии» была разработана схема двухступенчатой очистки электрохимическим методом в сочетании с механическими и реагентными методами. В основу этого способа очистки положены такие стадии: очистка на песколовках; флокуляция, отстаивание; очистка на фильтре с пластмассовой загрузкой; электроактивация, электродиализ; доочистка на угольно - цеолитовых фильтрах. Эксперименты проводились на лабораторном электроактиваторном аппарате, который был разработан и сконструирован на кафедре. Корпус электроактиватора является катодом, в котором расположены два электрода (аноды) опущенные в брезентовые мешки. Брезентовые мешки являются полупроницаемыми мембранами, корпус изготовлен из нержавеющей стали, электроды изготовлены путём нанесения платины на графитовую основу. В процессе проведения экспериментов двухступенчатой очистки, мы изменяли разные параметры процессов электроактивации и электродиализа для выяснения оптимальных условий. В процессе электроактивации изменялись такие параметры: сила тока, напряжение, время проведения процесса, объём отбора пробы кислой воды, расстояние между электродами. Максимальное влияние на процесс производит изменение напряжения и объёма отбора пробы кислой воды, с увеличением этих показателей достигается оптимальная степень очистки. В процессе электродиализа мы изменяли такие параметры: сила тока, скорость потока в камерах концентрирования, число электродных камер, скорость потока обессоливаемого раствора, скорость потока воды через электродные камеры. В данном случае максимальное влияние на процесс производит изменение силы тока, числа электродных камер и скорости обессоливаемого раствора. После проведения ряда экспериментов и расчётов мы получили следующие данные по очистке воды для технологической схемы производительностью 2000 м<sup>3</sup>/сутки: затраты электроэнергии на процесс электроактивации  $\approx 0,3$  кВт·час/м<sup>3</sup>; затраты электроэнергии на процесс электродиализа  $\approx 0,5$  кВт·час/м<sup>3</sup>; стоимость 1 м<sup>3</sup> очищенной воды  $\approx 5,32$  грн.



УДК 631.863

## ДЕМАНГАНАЦІЯ ТА ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА СОРБЕНТИ-КАТАЛІЗАТОРІ

**В.В. Тимошенко, Н.М. Чернова, І.В. Якупова, О.О. Савченко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: fanny2vita7@ukr.net

На сьогодні проблема очистки підземної води від сполук заліза та марганцю досі залишається не вирішеною, а тому є важливим науково – практичним завданням. Якщо питання знезалізнення води можна вважати частково вирішеним, то проблема деманганізації підземної води і до сьогодні залишається не розв'язаною та вимагає термінового вирішення.

Видалення заліза та марганцю найчастіше вирішується в рамках єдиної технології, враховуючи специфіку вилучення кожного компонента. Видалення марганцю з води представляє собою більш складну задачу, ніж видалення заліза.

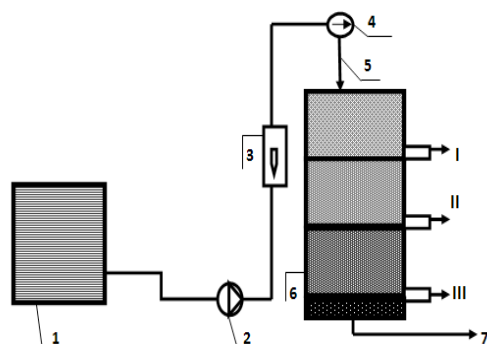


Рис.1. Дослідна установка для видалення заліза та марганцю із природних вод: 1- ємність з водою, 2 – насос, 3 - ротаметр, 4-манометр, 5 -розприскувальний пристрій типу «душ», 6 – фільтрувальна колона, 7 - очищена вода на виході з колони. I, II, III - Залізо і марганець, що містяться в природній підземній воді, справляють негативний вплив на здоров'я людини. Згідно з встановленими нормативами допустимі концентрації марганцю та заліза для питної води складають: залізо – 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, марганець 0,1мг/дм<sup>3</sup>. Вихідна вода має наступні характеристики: залізо - 6,0 мг/дм<sup>3</sup> = 20 ГДК; марганець - 2,25 мг/дм<sup>3</sup> = 22,5 ГДК; рН = 7,0 ± 0,1, температура 11 °С.

Для виконання процесів знезалізнення і деманганізації використовували великогабаритну дослідну установку, основним елементом якої є фільтрувальна колона, заповнена сорбентом-катализатором.

Процес вилучення з води марганцю, що протікає одночасно з процесом знезалізнення, має суттєві відмінності при загальній тенденції відносно обох елементів. Ступінь видалення з води марганцю на однакових висотах шару сорбента-катализатора та при однаковому часі менша в порівнянні з видаленням заліза.

В результаті дослідів встановлено, що при зазначених вихідних характеристиках води установка забезпечує ГДК по залізу та марганцю при пропусканні 70 м<sup>3</sup>/год води при її швидкості фільтрування 5 м/год. В подальшому вміст заліза та марганцю зростає, але для заліза він залишається нижчим ГДК. Щодо марганцю, то його вміст збільшується і протягом тривалого часу фільтрування перевищує ГДК. Очевидно, що цю проблему мож-





на вирішити шляхом зменшення швидкості фільтрування при одночасному збільшенні шару сорбента-каталізатора.

Література

1. Николадзе Г.И. Улучшение качества подземных вод. – М.: Стройиздат, 1987. – 240 с.
2. Николадзе Г.И. Обезжелезивание природных и оборотных вод. – М.: Стройиздат, 1978. – 161 с.



УДК 628.16.069

## ФЛОТАЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ МІДІ

Г.М. Тіторук, М.Д. Довголап, А.Д. Крисенко

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

В промисловості та енергетиці при експлуатації систем охолодження відбувається забруднення води іонами міді. Джерелом забруднення найчастіше є процес корозії мідних та латунних елементів теплообмінного обладнання. Концентрація іонів міді часто перевищує допустимі рівні при скиді продувочних вод в природні водойми. Порівняно з іншими об'єктами енергетики та промисловості ця проблема особливо гостра для атомних електростанцій, де значно більші об'єми води в оборотних системах охолодження. Проблема ускладнюється тим, що концентрація іонів міді є дуже низькою (приблизно  $50 \text{ мг/дм}^3$ ), а об'єми вод, що скидаються на продувку, можуть досягати  $600000 \text{ м}^3/\text{добу}$  на одній станції. Їх вилучення з води ускладнюється присутністю іонів жорсткості, концентрація яких досягає  $4\text{-}6 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Ефективність очищення від іонів міді при цьому різко знижується.

В роботі була використана флотаційна пневматична установка. Ефективність процесу флотації оцінювали за ступенем видалення іонів міді із стандартного розчину ( $Z, \%$ ) та ступенем переходу води в піну ( $\beta, \%$ ). В якості піноутворювача використовували сульфанолю НП-3 з концентрацією  $10 \text{ мг/дм}^3$ , як реагент для зв'язування міді використовували поліетиленімін (ПЕІ). Вилучення іонів міді проводилось як з дистильованої, так і з водопровідної води.

ПЕІ використовувався в дозах  $2\text{-}10 \text{ мг/дм}^3$ , концентрація іонів міді змінювалась від  $25$  до  $100 \text{ мг/дм}^3$ . Ефективність вилучення міді є досить високою. Вже при дозі ПЕІ  $2 \text{ мг/дм}^3$  ступінь вилучення міді досягає  $83\text{-}96\%$ . Кращі результати отримали при концентраціях міді  $25\text{-}75 \text{ мг/дм}^3$ , при цьому ступінь очищення не нижче  $94\%$ . Ефективність очищення зростає при підвищенні дози ПЕІ до  $5 \text{ мг/дм}^3$ . При подальшому підвищенні дози ПЕІ збільшення ефективності очищення не відмічено.

В цілому з підвищенням дози ПЕІ до  $5\text{-}10 \text{ мг/дм}^3$  ефективність очищення збільшується при концентрації міді  $100 \text{ мг/дм}^3$  до  $90\text{-}93 \%$ . У випадку використання композиції ПЕІ з сульфанолю ступінь переходу в піну не перевищує  $3\%$  і знижується з підвищенням дози ПЕІ. При дозі ПЕІ  $5 \text{ мг/дм}^3$  досягається найвищий ступінь переходу розчину в піну –  $7\%$ .



Значно нижчою ефективність очищення від іонів міді була при вилученні її з дистильованої води. Очевидно, в водопровідній воді за вищих значень рН та в присутності іонів жорсткості значно ефективніше відбувається перехід іонів міді в нерозчинні сполуки та комплекси. В дистильованій воді за тих же умов і концентрацій ПЕІ максимальна ефективність вилучення досягала 70-72%, а залишкова концентрація іонів міді була не нижче 20 мг/дм<sup>3</sup>. Можливо, це пов'язано з тим, що в дистильованій воді погіршується піноутворення, ступінь переходу в піну в даному випадку на рівні 2-3%, а за високих концентрацій ПЕІ досягає 7%.

Крім ПЕІ, як комплексують, в даній роботі використовувався ще й акватон. Даний флокулянт забезпечує високу ефективність очищення від іонів міді з водопровідної води. Так, при дозі флокулянту 2 мг/дм<sup>3</sup> ступінь очищення складає 91-96% у всьому діапазоні використаних концентрацій міді. При цьому ступінь переходу води в піну не перевищував 1%. Це дуже важливо з точки зору утворення мінімальних об'ємів відходів в процесі очищення води. Для підвищення ефективності з використанням даного реагенту були застосовані композиції, які включали сульфанолю, акватон та гексаціаноферат калію. При дозі акватону і гексаціаноферату калію 10 мг/дм<sup>3</sup> та концентрації міді 25 мг/дм<sup>3</sup> було досягнуто повного вилучення іонів міді. При цьому ступінь переходу води в піну складав 1.33%. Використання такої композиції в дистильованій воді було малоефективним. В цілому це призводить лише до покращення піноутворення, а ступінь очищення не перевищував 54%.

В роботі вивчено процеси вилучення іонів міді з води методом флоатації при застосуванні катіонних флокулянтів та сульфанолю в присутності іонів жорсткості. Показано, що при застосуванні флокулянтів в концентраціях 2-10 мг/дм<sup>3</sup> можна досягти ефективного очищення води від міді при ступені переходу води в піну 1,3-3,0%.

#### Література

1. Гомеля М.Д., Шаблій Т.О. Вивчення ефективності коагулянтів та флокулянтів у процесах пом'якшення води // Экологические и ресурсосбережение. – 1999. - №6. – с. 60-64.
2. Родионов Л.И., Кузнецов Ю.П., Зенков В.В., Соловьев Г.С. Оборудование, сооружения, основы проектирования химико-технологических процессов защиты биосферы от промышленных выбросов. Учебное пособие для ВУЗов. – М.:Химия, 1985. – 352с.



УДК 66.081.63

## ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ВИЗНАЧАЛЬНОЇ АПРОКСИМАЦІЇ ДЛЯ РОЗРАХУНКУ ЗВОТНО-ОСМОТИЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

**Т.В. Тодорюк, Г.Л. Рябцев**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: t.todoriuk@ukr.net

Забезпечення населення якісною водою є одним із найважливіших завдань держави.



Одержання питної води високої якості базується на застосуванні сучасних технологій, розроблення та вдосконалення яких потребує наукового обґрунтування. Одним з найкращих способів доочищення питної води є зворотній осмос, розрахунок якого на ЕОМ ускладнений через необхідність розв'язання систем диференціальних рівнянь із частинними похідними. Тому актуальним є розроблення більш зручних методів розрахунку.

Новизна роботи полягає в застосуванні та розв'язанні в прикладенні до зворотно-осмотичного очищення питної води математичної моделі визначальної апроксимації з використанням варіації методу Бубнова-Гальоркіна.

Суть методу полягає в попередньому виборі розв'язку рівняння [1] у вигляді ряду:

$$C_n = \sum_{k=1}^n a_k(x) \varphi_k(x, y), \quad (1)$$

де  $n$  – довільне ціле число;  $a_k(x)$  – функції, що підлягають визначенню, які залежать лише від змінної  $x$ ;  $\varphi_k(x, y)$  – функції, що визначають вигляд наближеного розв'язку  $C_n(x, y)$  за координатою  $y$ .

Функції  $a_k(x)$  визначають, виходячи з умови задоволення наближеного розв'язку рівняння (1) межовим умовам задачі, і виражають невідомими функціями  $\lambda_k(x)$ , довільно вибраними й зафіксованими на осі  $y$ . Для їхнього знаходження слід скласти  $k$  рівнянь відносно  $\lambda_k(x)$ . Останні визначають за схемою методу Бубнова-Гальоркіна [1]:

$$A(C_n), \varphi_k(x, y) = 0, \quad k = 1, \dots, n. \quad (2)$$

При цьому застосовують варіація методу Бубнова-Гальоркіна, яка полягає в тому, що інтегрування за схемою (2) здійснюють лише раз після підстановки наближеного профілю (1) в основне рівняння і встановлення умови ортогональності отриманої нев'язки до пробних функцій  $\varphi_k(x, y)$ , вибраних з умови задоволення наближеного розв'язку (1) межовим умовам. При підстановці виконують операції диференціювання за двома координатами. Після одноразового інтегрування залишаються лише функції  $\lambda_k(x)$  та їхні похідні, що входять у звичайне нелінійне диференціальне рівняння відносно функцій  $\lambda_k(x)$ .

У методі визначальної апроксимації запропоновані рішення зазвичай повністю задовольняють межовим умовам, але не задовольняють основному рівнянню, а невідомі коефіцієнти функції однієї з координат визначають за умовою ортогональності основного рівняння, підставляючи в нього наближений розв'язок і пробні функції, що входять, у нашому випадку, у конструкцію наближеного розв'язку [2].

Розглянемо задачу для оператора  $A(C)$  в області  $\Omega$ :

$$A(C) = 0, \quad (3)$$

за заданого оператора межових умов  $B(C)$  (на межі області  $\Gamma$ );  $C$  – шукане поле концентрацій, що визначає питому продуктивність і селективність зворотно-осмотичної мембрани.

Для визначення наближеного розв'язку задачі (3) вибираємо профіль концентрації, наприклад за координатою  $y$ , виходячи із загальних фізичних уявлень про механізм масообмінних процесів, що відбуваються в напірному каналі мембрани:

$$C_n(x, y) = \sum_{k=1}^n a_k(x) \varphi_k(x, y). \quad (4)$$

Коефіцієнти ряду (4) визначаємо, виходячи з відповідності профілю (4) оператору межових умов  $B(C)$ . З урахуванням вимоги, щоб диференціальне рівняння (3) задовольнялось наближено після підстановки в нього профілю (4), одержимо систему  $k$  рівнянь для визначення невідомих функцій  $\lambda_k(x)$ :

$$F_i[\lambda_i(x), \lambda'_i(x)] = \int_{y_1}^{y_2} A(C_n^0) \varphi_i(x, y) dy, \quad i = 1, \dots, k \quad (5)$$

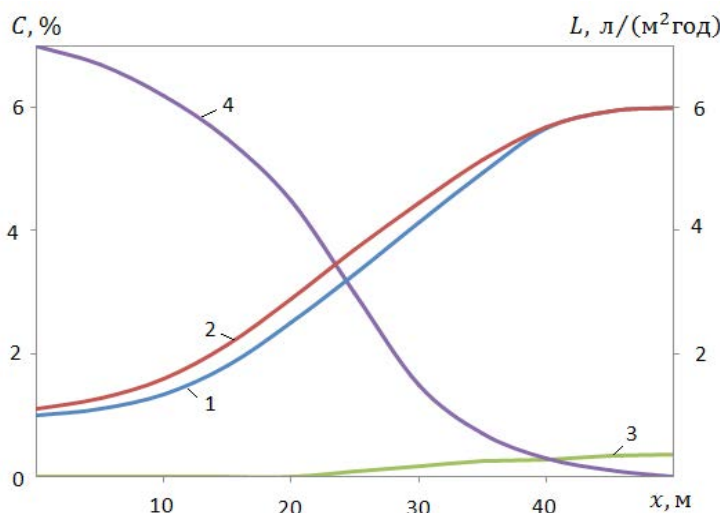


Рис. 1. Змінення середньої за перерізом напірного каналу концентрації розчину хлориду натрію (1), його концентрації біля поверхні мембрани (2) і пермеаті (3), а також питомої продуктивності мембрани (4)

Після обчислення інтегралів приходимо до системи  $k$  звичайних диференціальних рівнянь для визначення невідомих функцій  $\lambda_i(x)$ . Залучаючи початкові значення для функцій  $\lambda_i(x) - \lambda_i(0)$ , одержимо задачу Коші для системи (5), яку легко розв'язати на ЕОМ.

Розрахунок за пропонуваним методом здійснювали для плоского напірного каналу з двостороннім розміщенням зворотно-осмотичної мембрани. Результати дозволили визначити площу поверхні мембран, необхідну для досягнення заданої концентрації розчину та спрогнозувати роботу системи в цілому (рис. 1).

Подальші дослідження буде спрямовано на удосконалення методики розрахунку мембранного апарата з рулонними мембранними елементами з урахуванням одержаних результатів моделювання.

#### Література

1. Гуцалюк В. М. Вариационные методы в решениях задач мембранной технологии / В. М. Гуцалюк. – К. : Вища шк., 1991. – 59 с.
2. Марчук Г. И. Введение в проекционно-сеточные методы / Г. И. Марчук, В. И. Агошков. – М. : Наука, 1981. – 416 с.





УДК : 001.891.53:628.355.2

## ГРАНУЛЯЦІЯ АКТИВНОГО МУЛУ В UASB-РЕАКТОРІ

**М.В. Троценко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: maryawka21@ukr.net

В результаті процесів біологічного очищення стічна вода може бути очищена від багатьох органічних і деяких неорганічних домішок.

Системи очищення промислових стоків включають як анаеробну, так і анаеробну обробку. В процесі анаеробного очищення стічних вод від органічних забруднень утворюється біогаз, який можна спалювати, отримуючи або тепло, або електрику.

Метою роботи є зменшення виносу мікроорганізмів з анаеробного реактора та підвищення виходу біогазу.

Досить широко для очищення промислових стоків використовується UASB-реактор - анаеробний реактор з висхідним потоком рідини, що проходить через шар гранульованого мулу (реактор з шаром зваженого мулу). Біомаса може утворювати сферичні гранули, які характеризуються високою концентрацією біомаси і високою щільністю. У зв'язку з цим можна не тільки досягти високих швидкостей обробки стоків, але і зберегти гранули в активній частині реактора, оскільки швидкість їх осадження вища швидкості висхідного потоку води [1].

Існуючі теорії утворення гранульованого активного мулу розділяють на три групи в залежності від підходу: фізичний, мікробіологічний та термодинамічний, які описують головні фактори, що спричиняють формування гранул.

Фізичний підхід. За цим підходом феномен утворення гранульованого мулу пояснюється в рамках розгляду фізичних умов, що створюються в реакторі: швидкості течії рідини та газу, старіння та видалення зайвого мулу з реактору, завислі тверді частки в початковому мулі.

Мікробіологічний підхід. Теорії, об'єднані в цій секції, пояснюють гранулювання мулу, головним чином як процес, що базується на особливостях певних мікроорганізмів (штаму *Methanobacterium AZ*, бактерії *Methanothrix*).

Термодинамічний підхід. В рамках цієї теорії виділяють чотири етапи формування гранул: транспорт клітин мікроорганізмів активного мулу на поверхню інертного матеріалу або інших клітин; початкова оборотна адсорбція фізико-хімічними силами до субстрату; необоротне прилипання клітин до субстрату мікробними додатками або полімерами; розмноження клітин і розвиток гранул [2].

В процесі реалізації даної методики анаеробного очищення стоків інженери стикнулися з проблемою, яка полягає в тому, що біомаса не завжди утворює сферичні гранули, причиною чого може бути велика швидкість висхідного потоку, висока концентрація завислих речовин, процеси масообміну та ін., результатом чого є винесення пластівців активного мулу з реактора, що в свою чергу знижує ефективність очищення стоків та одержання біогазу.

Для вирішення проблеми запропоновано до зони реактора вносити гранули активованого вугілля різного розміру, а також відходи виробництва пива – дробину. Запропонована методика базується на термодинамічній теорії утворення гранульованого активного мулу, з точки зору якої активоване вугілля та дробина є центрами утворення гранул мікро-



організмів, також дробина являється додатковим джерелом живлення мікроорганізмів, що може підвищити вихід біогазу. В даному випадку при концентрації дробини у середовищі 8 г/л вихід біогазу збільшується на 20%. Одержані гранули наведені на рисунках 1,2,3,4 (збільшення 1000).

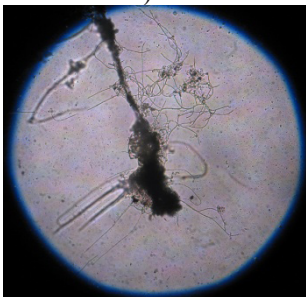


Рис.1 Активний мул до культивування.

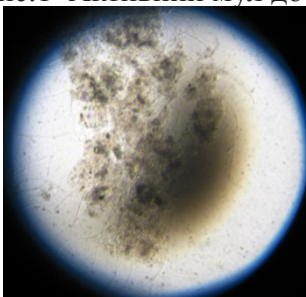


Рис. 2 Активний мул з додаванням порошкоподібного активованого вугілля.

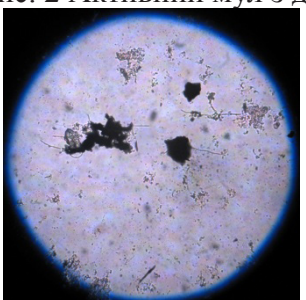


Рис. 3 Активний мул з додаванням гранульованого активованого вугілля.

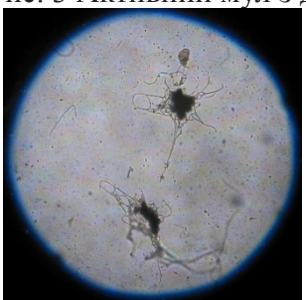


Рис. 4 Активний мул з додаванням дробини.

#### Література

1. Колесников В.П., Вильсон Е.В. Современное развитие технологических процессов очистки сточных вод в комбинированных сооружениях: Под ред. Академика ЖКХ РФ В.К. Гордеева-Гаврикова. – Ростов-на-Дону: «Изд-во «Юг», 2005. – 212 с.
2. Anaerobic sludge granulation./L.W. Hulshoff Pol, S.I. de Castro Lopes, G. Lettinga and P.N.L. Lens. – Water Research. – 2004. - №6. – С.1376-1390.





УДК 628.543.2(088.8)

**ЗНЕСОЛЕННЯ СУЛЬФАТВМІСНИХ СТОКІВ****І.М. Трус, Ю.В. Носачова, К.О. Гнап, В.Ф. Корнійченко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: gomelya@users/ntu-kpi/kyiv.ua

На сьогодні в Україні гостро стоїть проблема високого рівня мінералізації води. Внаслідок збільшення мінералізації шахтних вод протягом останніх років збільшується мінералізація річок. Викиди промислових сульфатвмісних стічних вод без належної очистки вод завдають шкоду природнім водоймам. Сульфатвмісні води агресивні по відношенню до бетону гідротехнічних та інших споруд [1]. Для вирішення даної проблеми можна застосовувати реагентний метод вилучення сульфат-іонів. Метою роботи було видалення сульфатів та іонів жорсткості у складі нерозчинних осадків. У роботі використовувались модельні розчини, що близькі за своїм складом до шахтних вод.

Таблиця 1 – Склад вихідного розчину.

| Показник  | Природна вода | Модельний розчин |
|---|---------------|------------------|
| Жорсткість, мг-екв/дм <sup>3</sup>  | 8,00          | 20               |
| Концентрація Ca <sup>2+</sup> , мг-екв/дм <sup>3</sup>                                      | 3,00          | 6,5              |
| Лужність мг-екв/дм <sup>3</sup>   | 7,50          | 9,5              |
| Мінералізація г/дм <sup>3</sup>   | 1,12          | 1,8              |
| Концентрація SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , г/дм <sup>3</sup><br>(мг-екв/дм <sup>3</sup> ) | 0,46 (9,58)   | 2,50 (52,00)     |

Для вилучення сульфат-іонів було використано вапно у поєднанні з металічним алюмінієм. Відомо, що вапно та гідроксид алюмінію утворюють нерозчинні сполуки з сульфатом кальцію при рН≈12. Процес проходить в дві стадії. На першій стадії модельний розчин обробляється вапном і металічним алюмінієм. Друга стадія полягає у доведенні рН до нейтрального шляхом подачі вуглекислого газу в розчин. Ефективність очистки води від сульфатів була достатньо високою та залежала від співвідношення реагентів.

Таблиця 2 – Результати проведення досліджень

| Співвідношення SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> :СаО                  | 1:1                                     | 1:1,1 | 1:1,2 | 1:1,5 | 1:1  | 1:1,1 | 1:1,2 | 1:1,5 |
|--|---|-------|-------|-------|--|-------|-------|-------|
| Доза СаО, мг/дм <sup>3</sup>                                       | 4280                                    | 4710  | 5140  | 6420  | 4280                                       | 4710  | 5140  | 6420  |
| Доза Al <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>                         | 2000                                    |       |       |       |  |       |       |       |
|  | Термостатична обробка 2 год<br>при 60°C |       |       |       | Перемішування при кімнатній<br>температурі |       |       |       |
| Концентрація SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ,<br>мг/дм <sup>3</sup> | 1100                                    | 820   | 770   | 630   | 880  | 480   | 275   | 200   |
| Ступінь очищення,<br>%   | 56                                      | 67,2  | 69,2  | 74,8  | 64,8                                       | 80,8  | 89    | 92    |



|   | Обробка CO <sub>2</sub> до нейтрального рН |         |         |           |         |           |           |           |
|---|--|---------|---------|-----------|---------|-----------|-----------|-----------|
| Жорсткість, мг-екв/<br>дм <sup>3</sup>                      | 0,7  | 0,8     | 0,8     | 0,9       | 0,6     | 0,7       | 0,9       | 1,0       |
| Лужність, мг-екв/<br>дм <sup>3</sup> (ф/ф<br>загаль-<br>на) | 0<br>50                                    | 0<br>30 | 0<br>29 | 0<br>26,5 | 0<br>33 | 0<br>28,5 | 0<br>31,5 | 0<br>33,5 |

Отже, ефективність вилучення сульфатів зростає з підвищенням дози вапна при постійній дозі металічного алюмінію. При використанні алюмінієвої фольги не відбувається внесення в розчин хлоридів, що є її перевагою перед алюмінієвими коагулянтами.

Література:

1. Сальникова Е. О., Передерий О. Г. Выбор осадителя при очистке сточных вод от сульфата кальция // Цветные металлы. 1983. № 12. С. 22-24.



УДК 628.31: 546.791

## МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ВІД НЕОРГАНІЧНИХ ТОКСИКАНТІВ

**О.О. Хлопась, І.А. Ковальчук**

Інститут сорбції та проблем ендоекології НАН України  
вул. генерала Наумова 13, м. Київ, 03164  
e-mail: khlopaspv@ukr.net

Важливою екологічною задачею сьогодення є захист підземних вод від забруднення такими шкідливими токсикантами як важкі метали та радіонукліди. Ця проблема має особливу актуальність для України через зростання маси видобутку та переробки уранової сировини [1].

Одним з найбільш перспективних підходів до вирішення цієї проблеми є застосування мікробіологічних методів, зокрема методу мікробіологічного відновлення з використанням сульфат редукуючих бактерій. Його використання при очищенні забруднених підземних вод *in situ*, із залученням технології проникних реакційних бар'єрів, дозволяє поєднати достатньо високу ефективність видалення токсикантів з низькою вартістю апаратурного оформлення.

Біологічний метод очищення базується на здатності мікроорганізмів використовувати у якості субстратів для живлення та росту різні сполуки, що можуть входити до складу забруднених вод. Уран (VI) у складі ураніл-іона також може приймати участь у подібній взаємодії та, як наслідок, відновлюватись до урану (IV) та осаджуватись. Відомо, що більш ефективним є використання суміші культур бактерій саме з тих місць, що підлягають ремедіації [2]. Це обумовлено тим, що такі культури вже адаптовані до умов забрудненого довкілля, зокрема, до іонів важких металів і радіонуклідів, менше піддаються контамінуванню іншими мікроорганізмами, здатні до більш повного окиснення джерел



вуглецю з утворенням потужнішого відновлювального потенціалу, необхідного для перетворення шестивалентного урану до чотирьохвалентного.

Виділені з донних відкладень р. Жовта (м. Жовті Води) мікробіологічні культури підлягали попередньому культивуванню у спеціально приготованих поживних середовищах, що містили уран. Під час такого культивування відділяли чисту культуру мікроорганізмів від домішок, що містились у вигляді залишків відмерлих організмів, продуктів їх життєдіяльності та інших решток рослинного та мінерального походження. Одержані культури використовували для подальшого дослідження процесів вилучення урану із водного потоку у динамічному режимі в анаеробних умовах. Дослідним шляхом визначено оптимальні умови (склад поживного середовища, хімічний склад розчину, рН, відсутність кисню) проведення вилучення урану із води до концентрації, що наближається до нуля.

Проведені експерименти показали високу ефективність культур бактерій, взятих з радіоактивно забруднених площадок м. Жовті Води щодо відновлення урану (VI) в анаеробних умовах, що підтверджує можливість застосування технології проникних реакційних бар'єрів для запобігання забруднення підземних вод в місцях зберігання відходів уранового виробництва.

#### Література

1. Корнілович Б.Ю., Стрелко В.В., Кошик Ю.І., Павленко В.М. Еколого-хімічні проблеми видобутку та перероблення уранової сировини // Вісник НАН України. – 2010. – №10. – С.8-14.
2. Chabalala S., Chirwa E.M.N. Removal of uranium (VI) under aerobic and anaerobic conditions using an indigenous mine consortium // Miner. Eng. – 2010. – 23. – P. 526-531.



УДК 661.185.8

## МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ФЛОТАЦІЇ ДЛЯ ВЛОВЛЮВАННЯ ВОЛОКНА ПРИ ВИРОБНИЦТВІ ПАПЕРУ ТА КАРТОНУ

**Н.В. Холодченко, О.О. Семінський**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

В целюлозно-паперовому виробництві при виготовленні продукції особлива увага приділяється якості паперу, яка безпосередньо залежить від якості води. Застосовують цехове очищення стічних вод призначене, в основному, для вловлювання дрібного волокна та інших компонентів, а також для забезпечення необхідної якості води, яка повторно застосовується в технологічному процесі.

Наявність органічних речовин, в тому числі волокна, сприяє інтенсивному розвитку в обігових і стічних водах різноманітної мікрофлори, що може призвести до прискорення процесів біообростання і мікробіологічної корозії обладнання, погіршення стану навколишнього середовища при скиданні у водойми. З цього випливає необхідність очищення



стічних вод.

Щоб забезпечити необхідну для повторного використання якість води з одночасним поверненням вловленого волокна (оскільки при цьому в осаді накопичується велика кількість дрібноти, яка слабо утримується в полотні паперу або картону) одноступеневого очищення недостатньо. Через це специфіка внутрішньоцехового очищення стічних вод підприємств, що переробляють макулатуру, полягає в тому, що на першій стадії обробки необхідно вилучити з очищеної води лише відносно крупне волокно, а не всю масу зважених речовин, а на другій – досягти необхідної для повторного використання у виробничому процесі якості води [1].

Вловлювання волокна і наповнювачів з надлишкової обігової води здійснюється для зменшення втрат дорогих волокнистих матеріалів і мінеральних наповнювачів, які застоковуються у виробництві паперу і картону, запобігання забруднення ними водойм, а також підготовки стічних вод для повторного використання на картонно-паперових виробництвах. Цей процес проводять відстоюванням, фільтруванням, флотацією, коагулюванням [2].

Відстоювання (седиментація) – процес малоефективний, оскільки потребує багато часу та великих площ на виробництві. Процес фільтрування досить ефективний, проте утворення з часом намівного шару з волокнистої маси і забивання фільтрувальної поверхні знижує ефективність очищення до 80...90%. Досить продуктивним і високоефективним є процес коагулювання, але його недоліком є необхідність в застосуванні дорогих реагентів (коагулянтів). Найширше у целюлозно-паперовій промисловості використовується метод флотаційного вловлювання волокна, перевагами якого є невеликі капітальні та експлуатаційні витрати, високий ступінь очищення та підвищена концентрація скопу.

Флотаційне очищення води застосовується для вловлювання цінних компонентів, а також частини речовин, що знаходяться в колоїдному стані. На практиці його здійснюють, або барботуючи газ через суспензію, або насичуючи рідину газом під тиском, з наступним його скиданням. Як у тому, так і в іншому випадку реалізується принцип спливання твердих частинок під дією сили виштовхування бульбашок повітря, до яких вони прикріплюються. Флотація дозволяє видалити зважені частинки, вловити і повернути у виробничий цикл втрачені цінні волокна, тим самим зменшуючи екологічне навантаження на навколишнє середовище та підвищуючи економічність виробництва.

Серед флотаційних методів найбільш вживаним є метод напірної флотації, який заснований на розчиненні повітря у воді при підвищенні тиску та утворенні великої кількості дрібних бульбашок при скиданні тиску до атмосферного. Повітря може розчинятися або в усьому об'ємі води, або в частині вже очищеної під флотатори води з подальшим змішуванням із очищеною водою. Цей метод набагато ефективніший і продуктивніший добре відомого методу седиментації, оскільки швидкість спливання набагато більше швидкості осадження під дією гравітаційних сил.

Найбільшого очищення потребує надлишкова оборотна вода після папероробної машини, оскільки у воді з відсмоктувальної частини, гауч-вала, сприску сукна міститься до 0,05 % волокна. До встановлення локального очищення води пред'являються наступні вимоги: максимально вловити волокно і наповнювачі для повернення їх у виробництво і очистити воду до певної якості для використання в обігу на папероробній машині [3].

Ряд компаній поставляє на ринок флотатори власних конструкцій. Ведучими серед них є такі фірми як KWI Inc. та Voith.

Компанією KWI Inc. розроблена установка SPC-18SRJ [4], призначена для уловлювання волокна, а також очищення води, яка скидається в міську каналізацію від зважених



і розчинених речовин. Установа працює за методами напірної флотації та седиментації для видалення зважених часток. Основною відмінною характеристикою обладнання SPC-18SRJ є ефект «нульової швидкості». У традиційних флотаційних установках завжди існує рух води від входу до виходу через весь об'єм установки. Викликана цим рухом води турбулентність є негативним чинником під час флотації, тому що значно знижує ефективність флотаційних установок. У флотаційній установці SPC-18SRJ вхід і вихід не є нерухомими, вони обидва обертаються навколо центру. Вода, що очищається безперервно подається під флотаційну пастку через рухому вхідну розподільну трубу, а очищена вода безперервно виводиться через труби для збору очищеної води, що обертаються. Обертання вхідних і вихідних труб синхронізовано так, що під час флотації вода в резервуарі нерухома. Таким чином, досягається ефект «нульової швидкості». Це означає, що ефективність флотації наближається до максимальних теоретичних меж. На практиці це дозволяє краще очищати воду на меншій площі поверхні резервуару. Відкритий резервуар флотаційної установки SPC-18SRJ KWI має глибину приблизно 46 сантиметрів. Час перебування води в ньому, тобто час флотації або утримання, становить 2-3 хвилини. Такі установки дозволяють підприємствам вирішити ряд проблем: проводити очищення великого обсягу води на меншій площі, збільшити швидкість очищення оборотної води, зменшити використання хімікатів, поліпшити якість води, що скидається.

Фірма Voith розробила новітню конструкцію флотаторів EcoCell MT II [5], спеціально призначених для малого та середнього тонування виробництва. Завдяки своєму простому модульованому дизайну флотаційна система EcoCell може бути легко розширена для задоволення збільшення обсягів виробництва. Для важких і повільних умов флотації кількість комірок може бути відповідним чином скоригована. Цей та багато інших чинників роблять EcoCell найбільш ефективним і економічно вигідним. Нові MT II флотатори пропонують наступні основні переваги: регульований спектр повітряних бульбашок і повітря, можливість керування потоком, велика імовірність зіткнення між бульбашками повітря і волокном, самоочищення системи аерації, автоматичне пінонаповнювання, компактний дизайн, підвищення якості очищення або можливість зменшення розмірів з збереженням тієї ж якості.

Як приклад ефективного застосування флотаційних систем може бути розглянута модернізація на Київському картонно-паперовому комбінаті з використанням обладнання фірми KWI Inc.:

1. Для целюлозного потоку.

Надмірна оборотна вода машини подається на фізико-хімічне очищення - напірні флотатори. Зібраний флотошлам - целюлозне волокно, використовується повторно в композиції паперу. Освітлена вода з концентрацією завислих речовин 20...30 мг/л подається на додаткове очищення від можливих механічних включень на «контрольний фільтр», після чого очищена вода використовується в технологічному циклі замість свіжої.

2. Для макулатурного потоку.

Надмірна оборотна вода з папероробної машини подається на два дугових сита, на яких збирається кондиційне волокно з довжиною не менше 0,8 мм і подається в композицію паперу. Вода, що пройшла з дрібним волокном, наповнювачами та іншими домішками спрямовується на напірні флотатори. Зібраний флотошлам з концентрацією 25...40 г/л відкачується на зневоднення, а освітлена вода, після проходження доочищення на «контрольному фільтрі», використовується за призначенням натомість свіжої.

Щоб забезпечити ефективне очищення надлишкових оборотних вод (до вмісту зважених речовин 20...30 мг/л) до складу системи локального очищення включено облад-





нання приготування і дозування хімічних реагентів (високомолекулярного флокулянту та коагулянту) для кожного автономного потоку.

Впровадження новітніх систем дозволило скоротити споживання свіжої води до 13 м<sup>3</sup>/т замість 43 м<sup>3</sup>/т при випуску паперу з макулатури або 30 м<sup>3</sup>/т при випуску паперу з целюлози. Термін окупності проекту склав одинадцять місяців. Особливо цінним при впровадженні проекту по зміні схеми водокористування є те, що його реалізація не вимагає зупинки виробництва, а, отже - припинення випуску продукції, на проведення робіт з установки і монтажу нового обладнання [6].

Таким чином, враховуючи важливість і актуальність флотації в целюлозно-паперовому виробництві на кафедрі машин і апаратів хімічних та нафтопереробних виробництв НТУУ «КПІ» розпочато роботи з дослідження флотації, з метою вивчення кінетики процесу та визначення шляхів його інтенсифікації, розробки рекомендацій щодо вибору відповідного обладнання.

Література:

1. Технология целлюлозно-бумажного производства. В 3 т. Т. I. Сырье и производство полуфабрикатов. Ч. 3. Производство полуфабрикатов. - СПб.: Политехника, 2004 – 316с.
2. Примаков С.П., Барбаш В.А. Технология паперу і картону. – К.: ЕКМО, 2008. – 425 с.
3. Аким Э.Л., Смирнов А.М. Состояние и перспективы применения методов напорной флоатации в ЦБП. Журнал «Целлюлоза. Бумага. Картон». - № 3-4, 2002, С. 20-22.
4. Проспект фирмы KWI: Установка напорной флоатации KWI MEGACELL – МСН горизонтальная. //http://kwi.ru/obj/megacell.html/ - 4 с.
5. Fiber Systems in Japan. Журнал «Twogether» №20/05. – 12-15 р.
6. Журнал «Картон и гофрокартон». - №5, 2006, С. 34-38.



УДК 617.081:541.183

## **СОРБЦІЙНЕ ВИДАЛЕННЯ ІОНІВ МІДІ (II) ТИРСОЮ ЛИПИ, МОДИФІКОВАНОЮ КАРБАМІДОМ**

**О.П. Хохотва, С.В. Тернова**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: khokhotva@bigmir.net

Останніми роками для очищення стічних вод від іонів важких металів спостерігається тенденція до ширшого використання сорбентів на основі на лігноцелюлозних матеріалів, оскільки вони, як правило, є відходами сільського господарства та лісопереробки, тому мають практично нульову вартість [1].

З метою покращення сорбційних властивостей сорбентів на основі хвойних порід





запропоновано обробляти їх розчином карбаміду [2]. Мета даної роботи – перевірити ефективність такої обробки для інших видів деревини, в даному разі – на прикладі тирси липи. Для цього були отримані ізотерми сорбції іонів  $\text{Cu(II)}$  на тирсі, обробленій 2%-м розчином карбаміду, та на необробленій тирсі (Рис.1).

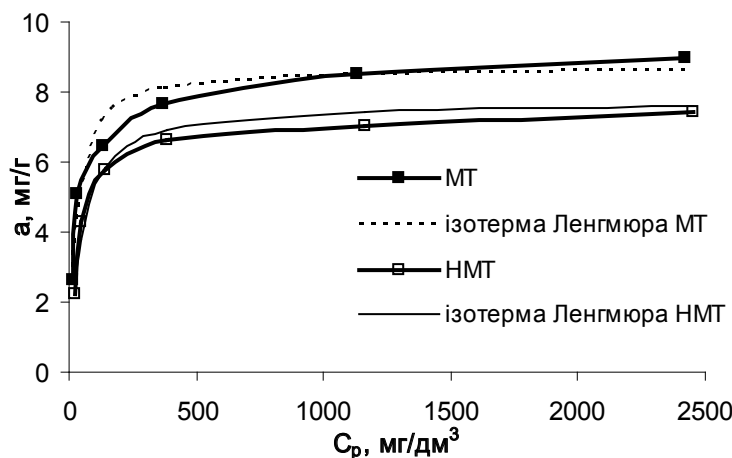


Рис.1 Ізотерми сорбції іонів  $\text{Cu(II)}$  на тирсі липи, обробленій 2%-м розчином карбаміду (MT) та на необробленій тирсі (HMT).

Обидві ізотерми описуються моделлю Ленгмюра, тобто, сорбція іонів міді відбувається у моношарі.

Питома сорбція модифікованої тирси була на 20% вища, порівняно з необробленою тирсою. Карбамід, який має основну природу, нейтралізує протони карбоксильних груп, що присутні у лігноцелюлозних матеріалах, таким чином пригнічуючи катіонний обмін. Крім того, внаслідок реакції поліконденсації азот карбаміду вбудовується в поверхневу структуру сорбенту і виступає додатковим центром утворення комплексів субстрату з міддю за донорно-акцепторним типом.

#### Література

1. Николайчук А.А., Картель Н.Т., Купчик Л.А., Денисович В.А. Синтез и свойства биосорбентов, полученных на основе целлюлозно-лигнинового растительного сырья – отходов агропромышленного комплекса // Сорбционные и хроматографические процессы. – 2006. – Т. 7. – Вып. 3. – С. 489-498.
2. Хохотва А. П. Адсорбция тяжелых металлов сорбентом на основе сосновой коры // Химия и технология воды. – 2010, № 6, С. 604-612.





## РОЗРОБКА ІНГІБІТОРІВ НАКИПОУТВОРЕННЯ ДЛЯ ВОДООБОРОТНИХ СИСТЕМ

О.П. Чеверда, А.Д. Крисенко

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056

e-mail: olga\_cheverda@ukr.net

Значні об'єми природної води використовуються у промисловості та енергетиці для охолодження. Умови роботи оборотних систем багаторазового нагрівання води до 30-400 С і охолодження приводять до втрати  $\text{CO}_2$  і відкладання на поверхні теплообмінників та труб  $\text{CaCO}_3$  [1]. Для запобігання накипоутворенню значна кількість води скидається при продувці, що збільшує використання природної води. Тому перспективним є використання інгібіторів накипоутворення. Вони сприяють утворенню дрібних кристалів, які транспортуються потоком води [2,3].

Метою роботи є вивчення процесів накипоутворення при випаровуванні частини води у системах водокористування. Для цього були проведені дослідження зниження твердості води при використанні таких інгібіторів, як солі фосфонових кислот ОЕДФНа, НТМФНа; поліфосфати ТПФНа, ГМФНа; ПЕГ та Vermocoll EBS 481 FQ.

Для проведення досліджень по оцінці ефективності впливу інгібіторів накипоутворення при випаровуванні води використовували термостат, у якому підтримувалась температура 30 °С. Проби води об'ємом 100 мл та проби оброблені інгібіторами, розміщувались у термостаті і витримувались протягом 2 діб при цій температурі до зменшення початкового об'єму проби на 30%. Інгібітори використовувались у концентрації 5 мг/дм<sup>3</sup>. Після охолодження проби відфільтровувались і визначалась залишкова твердість. Результати представлені у таблиці 1.

Таблиця 1 - Вплив типу інгібітору на стабільність водопровідної води при  $t = 30$  °С.

| Назва реагента       | Доза реагента, мг/дм <sup>3</sup> | Початковий об'єм проби, $V_{\text{поч}},$ МЛ | Кінцевий об'єм проби, $V_{\text{кін}},$ МЛ | Початкова твердість, мг-екв/дм <sup>3</sup> | Залишкова твердість практична, мг-екв/дм <sup>3</sup> | Залишкова твердість розрахункова, мг-екв/дм <sup>3</sup> | Стабілізаційний ефект, СЕ, % |
|----------------------|-----------------------------------|--|--|---|---|--|------------------------------|
| Холоста проба        | -                                 | 100  | 66,3                                       | 4,5   | 4,40  | 6,80   | -                            |
| ОЕДФНа               | 5                                 | 100  | 68,0                                       | 4,5   | 6,5   | 6,62   | 95                           |
| НТМФНа               | 5                                 | 100  | 64,0                                       | 4,5   | 6,93  | 7,03   | 95,8                         |
| ПЕГ                  | 5                                 | 100  | 68,0                                       | 4,5   | 4,38  | 6,62   | 6,67                         |
| ТПФНа                | 5                                 | 100  | 68,0                                       | 4,5   | 6,45  | 6,62   | 92,9                         |
| ГМФНа                | 5                                 | 100  | 69,0                                       | 4,5   | 6,5   | 6,52   | 99,2                         |
| Vermocoll EBS 481 FQ | 5                                 | 100  | 75,0                                       | 4,5   | 4,5   | 6,00   | 37,5                         |



Отримані результати (табл.1) дослідження процесу накипоутворення у природній воді підтверджують, що не всі реагенти забезпечують високий рівень стабільності води по відношенню до накипоутворення. Найбільш ефективним при дозі інгібітору 5 мг/дм<sup>3</sup> є поліфосфат – ГМФNa (СЕ = 99,2%) та солі фосфонових кислот – НТМФNa (СЕ = 95,8%), ОЕДФNa (СЕ = 95%), які є популярними стабілізаторами. Трохи меншу стабілізаційну здатність показав поліфосфат ТПФNa (СЕ = 92,9%). Найменш ефективними як стабілізатори накипоутворення були Vermocoll EBS 481 FQ та ПЕГ.

Література

1. Запольський А.К. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / А.К. Запольський [та ін.] – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
2. Г. Я. Рудакова, В. К. Ларченко, Н. В. Цирульникова. Теория и практика применения комплексонов в энергетике // Современные технологии водоподготовки и защиты оборудования от коррозии и накипеобразования – М.: 2003. – С.11
3. Башкинский Е.В., Дегтярев В. А., Куропяткин В. Ю. Применение комплексонов для стабилизации воды // Охрана водоемов и атмосферы от вредных выбросов предприятий Чернов металлургии. – М.: Металлургия, 1987. – С. 9-12.



УДК 676. /.088

**ПІДСІТКОВІ ВОДИ ГОФРОВИРОБНИЦТВА**

**Р.І. Черьопкіна, Ю.М. Греськів**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: chri4@mail.ru

Використання відходів сільського господарства для хімічного перероблення їх на напівфабрикати ЦБП у вигляді целюлози або напівцелюлози є особливо актуальним в період дефіциту макулатури, яка є базовою сировиною вітчизняних підприємств [1].

Отримання паперу чи картону із напівфабрикатів недеревної сировини буде конкурентоздатним у випадку вдосконалення маловідходних технологій, а саме методів очищення та рекуперації промислових відходів.

Предметом дослідження були підсіткові води, відібрані після виготовлення паперу для гофрування із напівфабрикатів ріпаку і стебел соняшнику, волокна яких досить не однорідні та довговолокнутих волокон соломи, що буде мати вирішальний вплив на склад даних вод.

Після виготовлення зразків паперу відповідної композиції відбирали воду та досліджували її. Отримані результати наведено в табл.



Таблиця - Характеристика стічних вод після отримання паперу для гофрування

| Композиція, %                     | Колірність, град ПКШ | Мутність, мг/дм <sup>3</sup> SiO <sub>2</sub> | Вміст змулених речовин, мг/дм <sup>3</sup> | Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup> | Залишок після прожарювання сухого залишку, мг/дм <sup>3</sup> |
|-----------------------------------|----------------------|---|--|-----------------------------------|---|
| 100% н/ц соняшнику                | 50                   | 55  | 1,6  | 1,01                              | 0.18  |
| 100% ц соломи                     | 67                   | 36  | 1,3  | 1,2                               | 0,13  |
| 100% н/ц ріпаку                   | 32                   | 70  | 1,5  | 0,84                              | 0.12  |
| 50% н/ц соняшнику /50% н/ц ріпаку | 28                   | 62,5  | 1,4  | 0,8                               | 0.19  |
| 50% н/ц соняшнику /50% н/ц соломи | 61                   | 31  | 1,0  | 1,006                             | 0,16  |
| 75% н/ц соняшнику /25% н/ц ріпаку | 14                   | 30  | 1,0  | 0,7                               | 0,21  |
| 25% н/ц соняшнику/75% н/ц ріпаку  | 40                   | 65  | 0,9  | 0,87                              | 0,13  |
| 75% н/ц соняшнику /25% н/ц солома | 42                   | 46  | 0,92                                       | 0,9                               | 0,12  |

Як видно, вміст змулених речовин у стічній воді досить низький і основну частину їх складають напівцелюлозні волокна. Оскільки папір для гофрування виготовлено без проклеюючих речовин, то вміст сухого залишку буде складатися із розчинених у воді компонентів і цей показник також низький, що пояснюється ретельним промиванням отриманих напівфабрикатів від відпрацьованого щолоку, який є носієм розчинених речовин [2].

Показано, що підсіткові води після отримання паперу для гофрування із коротковолокнистих напівфабрикатів недеревної сировини мають незначні виміри волокна, що ефективно впливає на їх конкурентоздатність із, наприклад, макулатурою.

#### Література

1. Примаков С.П., Барбаш В. А. Технологія паперу і картону. - К: ЕКМО, 2008. – 425 с.
2. Очистка та рекуперация промислових викидів целюлозно-паперових викидів [Текст]: навч. посіб. Антоненко Л.П., Дейкун І.М., Гомеля М.Д. - К.: НТУУ «КПІ», 2010. – 188 с.





УДК [631.234:628.97]:635.64

## ОБҐРУНТУВАННЯ МЕТОДУ ТА ПРИСТРОЮ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТВАРИННИЦЬКИХ КОМПЛЕКСІВ

**В.О. Чумак**

Таврійський Державний Агротехнологічний університет  
пр. Б.Хмельницького, 18, м. Мелітополь, 72312  
e-mail: Chumak-viktor@ukr.net

У процесі функціонування великих тваринницьких комплексів, для забезпечення технологічних потреб, використовується значна кількість води. Природні запаси прісної води обмежені і не можуть повною мірою задовольняти всі потреби виробничих галузей. Тому в умовах постійного збільшення водоспоживання та підвищення забрудненості природних водойм великої актуальності набуває питання ефективного очищення стічних вод та їх повторного використання у сільському господарстві, що сприяє ефективному вирішенню проблеми раціонального використання водних ресурсів [1].

Для вирішення вищезазначених питань запропоновано систему очищення та знезараження стічних вод тваринницьких комплексів з подальшим використанням очищених стоків для технічних потреб та напування тварин. Дана технологія передбачає використання комбінованого методу, який включає в себе розділення стоків на тверду та рідку фракції, а також обробку рідкої речовини механічним, фізико-хімічним та електрофізичним методом. Тверда речовина, в свою чергу, піддається обробці та використовується для добрив.

Процес обробки рідкої речовини супроводжується очищенням механічним шляхом з подальшим розділенням її на дві частини, одна з яких потрапляє до системи очищення та дезінфекції, а інша піддається обробці до рівня технічної води. Система знезараження включає в себе пристрій для електрогідролітичної обробки рідини. Його робота заснована на використанні фізичних методів очищення, а саме електрогідролітичного ефекту. Основними складовими частинами пристрою є: генератор імпульсних струмів, ємнісні накопичувачі, робочі електроди та формуючі проміжки. У процесі роботи пристрою, створюється високовольтний імпульсний розряд, який діє на рідину та знищує в ній шкідливі мікроорганізми [2]. Оброблена вода може використовуватися для напування тварин та приготування кормів. Інша частина стічних вод проходить через систему, в якій знаходиться електрокоагулятор. Це апарат, який здійснює очищення стоків від дрібнодисперсних домішок фізико-хімічним методом електрокоагуляції. Він представляє собою резервуар, в середині якого знаходяться алюмінієві або залізні електроди. Стоки до апарату підводять знизу таким чином, щоб вони протікали між листами металу, а відводять за допомогою збірних лотків у верхній частині. Живлення здійснюється від джерел постійного струму. За рахунок оптимізації конструктивних параметрів, вдалося знизити затрати електроенергії при роботі електрокоагулятора [3]. Після очищення, стоки повторно використовуються для технічних потреб. Таким чином, система комбінованого очищення стічних вод тваринницьких комплексів забезпечує використання стоків у замкнутому циклі без шкоди навколишньому середовищу.

### Література

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: Підручник/ А.К. Запольський – К.: Вища шк., 2005. – 671 с.: іл.
2. Юткин Л.А. Электрогидравлический эффект и его применение в промышленности



- / Л.А. Юткин – Л.: Машиностроение, 1986. – 253 с., ил.
3. Клячко В.А. Очистка природных вод / В.А. Клячко, И.Э.Апельцин – М.: Стройиздат, 1971. – 580 с.



УДК 617.081

## ДОСЛІДЖЕННЯ АДСОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НАНОПОРОШКУ АЛМАЗУ

**Н.В. Чучуліна, Л.П. Антоненко, Т.І. Демишок**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: nataxa\_chu@ukr.net

Нанопорошки алмазу, що виготовляються з алмазу статичного синтезу, належать до класу субмікропорошків, з вузьким діапазоном зернистості, і випускаються в Україні за державним стандартом ДСТУ 3992-95 – двох марок: АСМ5 0.1/0 і АСМ1 0.1/0. Особливої уваги заслуговує адсорбційна здатність алмазу. Особливістю наноалмазів є можливість управління їхніми поверхневими властивостями для ефективнішого використання їх як адсорбентів, каталізаторів, структуризаторів композиційних матеріалів, платформ носіїв лікарських середовищ і ін. Слід зазначити, що за адсорбційною здатністю нанодисперсні алмази кращі за такі відомі адсорбенти, як активоване вугілля, сілард і каолін.

В результаті детального вивчення адсорбційних і каталітичних властивостей алмазів детонаційного синтезу визначені перспективи їх широкого промислового застосування. Як адсорбенти вони можуть використовуватися для очищення води від важких металів, медичних препаратів та плазми крові [1].

Забруднення прісних водоймищ солями важких металів є актуальною проблемою в багатьох регіонах світу [2]. Поведінка важких металів в реальних середовищах складна і мало досліджена. Разом з тим їх накопичення в живій природі викликає стурбованість всьому світі.

Для дослідження кінетики та ізотерми сорбції використовували нанопорошок алмазу марки АСУД 99 та модельні розчини  $\text{CuSO}_4$ . Залишковий вміст іонів міді (II) в розчині визначали фотометричним методом [3].

Після дослідження кінетики сорбції можна зробити висновок, що вже протягом перших 10 хв концентрація іонів міді зменшилася на 40 %. Рівновага досягалася через 25 хв.

Були розраховані параметри кінетичних моделей кривих сорбції, за допомогою кінетичних моделей псевдо-першого та псевдо-другого порядків. Модель псевдо-другого порядку адекватніше описує кінетику сорбції, її параметри становлять: константа швидкості  $k_2 = 0,0704 \text{ г}/(\text{мг} \cdot \text{хв})$ , максимальна величина адсорбції йону металу  $q_{\text{max}} = 16,92 \text{ мг}/\text{г}$ .

З отриманої ізотерми сорбції іонів міді (II) нанопорошком алмазу величини рівноважних концентрацій були використані для розрахунку ізотерм адсорбції Ленгмюра та Фрейндліха.





На наночасточках алмазу іони  $\text{Cu}^{2+}$ , очевидно, сорбуються переважно у моношарі, оскільки найбільше значення коефіцієнту детермінації спостерігаються у разі застосування моделі Ленгмюра ( $R^2 = 0,9813$ ), у цьому разі експериментально отримане значення величини граничної сорбції (82,40 мг/г) практично співпадає з розрахунковим значенням (81,97 мг/г).

Література

1. Наноалмазы: синтезы, свойства, применение / Н. В. Новиков, В.В. Даниленко, Г. П. Богатырева, В. И. Падалко // Международная академия КОНТЕНАНТ. – 2010. – С. 4 – 22.
2. Купчик Л. А. Особенности сорбции ионов тяжелых металлов из солевых растворов лигноцеллюлозными сорбентами / Л. А. Купчик, А. А. Николайчук, Н. Ю. Боровицкий // Вісник НТУУ «КПІ». – 2010. – № 2. – С. 60 – 63.
3. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. – М.: Химия, 1984. – 448 с



УДК 676.2

## ВПЛИВ БІНАРНОЇ СИСТЕМИ КОАГУЛЯНТ-ФЛОКУЛЯНТ НА МУТНІСТЬ ПІДСІТКОВИХ ВОД ПРИ ФОРМУВАННІ ПАПЕРОВОГО ПОЛОТНА

В.М. Шевчук, О.С. Коваль

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: gomelya@users.ntu-kpi.kiev.ua.

Використання хімічних допоміжних речовин (ХДР) у виробництві паперу та картону має стійку тенденцію до зростання. Однією з причин підвищеної уваги до ХДР є збільшення використання вторинного волокна в композиції [1]. На сьогоднішній день в Україні папір для гофрування виробляють із макулатури, тому майже усі виробництва паперу для гофрування використовують ХДР.

Вторинне волокно має низькі паперотворні властивості. Низьке утримання на сітці папероробної машини (ПРМ) призводить до великих втрат волокна і забруднення обігових вод [2], а також погіршує формування полотна.

Основні задачі, які є актуальними в промисловому виробництві паперу для гофрування є модернізація технологічного процесу, інтенсифікація процесів зневоднення і формування паперового полотна, зниження витрат сировини, зниження споживання води на 1 т готової продукції, збільшення продуктивності папероробної машини (ПРМ) та зменшення кількості відходів. Вирішенню цих і багатьох інших проблем допомагає використання ХДР.

Попередні дослідження показали, що введення в паперову масу окремо коагулянтів і флокулянтів сприяє зниженню концентрації завислих речовин у підсітковій воді, а отже і утриманню дрібного волокна на сітці [3].



Мета роботи: дослідження залежності мутності підсіткових вод від витрати ХДР за різної температури паперової маси при спільному та послідовному введенні хімікатів.

Для проведення лабораторних досліджень були обрані: макулатура марки МС-5Б – відходи виробництва і використання паперу для гофрування, паперу і картону, які використовувались для його виробництва; коагулянт Pro-AQUA18 – водний розчин гідроксохлориду алюмінію з відносною основністю 35 – 45 % (ТУ У 24.1-19155069-013:2009); слабо аніонний флокулянт Феннопол – діюча речовина поліакриламід (виробник Kemira Oyi Vaasa Plants, Фінляндія); слабо катіонний флокулянт FO 4190 – діюча речовина поліакриламід (виробник SNF s. a. s., Франція). В процесі роботи, з різно. методикою введення хімікатів – послідовною (спочатку коагулянт потім флокулянт) та спільною (обидві речовини разом) при температурі 16-20 °С і 35-40 °С визначали концентрацію завислих речовин у підсітковій воді.

Дослідження свідчать, що за температури 16-20 °С використання ХДР сприяє зниженню концентрації завислих речовин у підсітковій воді. У випадку бінарної системи Pro-AQUA18-Феннопол, для досягнення мінімальної концентрації завислих речовин у підсітковій воді (11 мг/л) і, відповідно, максимального утримання дрібного волокна на сітці доцільно вводити реагенти в масу послідовно з витратою Pro-AQUA18 і Феннополу 1500 і 200 г/т відповідно (виходячи з економічності процесу).

Схожий вигляд має залежності концентрації завислих речовин у підсітковій воді від витрати флокулянту FO4190 за різної методики введення ХДР. Щоб досягнути мінімальної концентрації завислих речовин у підсітковій воді (11 мг/л) за температури паперової маси 16-20 °С доцільно проводити послідовне введення ХДР за такої їх витрати: Pro-AQUA18 1500 г/т+Феннопол 200 г/т.

Дослідження свідчать, що підвищення температури паперової маси до 35-40 °С позитивно позначається на зниженні вмісту завислих речовин у підсітковій воді і сприяє зниженню витрат коагулянту.

При послідовному введенні ХДР за витрати Pro-AQUA18 500 і 1500 г/т мінімальний вміст завислих речовин спостерігається при витраті Феннополу 200 г/т в обох випадках і становить 16 та 10 мг/л відповідно. Подальше підвищення витрати флокулянту погіршує показник.

При дослідженні бінарної системи Pro-AQUA18-FO4190 за температури маси 35-40 °С було встановлено наступне: зниження вмісту завислих речовин відбувається за всіх досліджуваних витрат коагулянту та флокулянту і при обох технологіях введення ХДР. Але, виходячи з економічності процесу, можна сказати наступне: при послідовному введенні ХДР з витратою Pro-AQUA18 500 та 1500 г/т і витратою FO4190 200 г/т мінімальна концентрація завислих речовин складає 5 мг/л в обох випадках; при спільному введенні ХДР за витрати коагулянту 500 і 1500 г/т найменший вміст завислих речовин також спостерігається за витрати флокулянту 200 г/т і становить 26 мг/л в обох випадках.

#### Висновки

1. Не зважаючи на різний заряд флокулянтів Феннопол і FO4190 їх оптимальна витрата становить 200 г/т не залежно від витрати Pro-AQUA18 і методики введення ХДР.

2. Для досягнення мінімальної концентрації завислих речовин у підсітковій воді доцільно підвищувати температуру паперової маси до 35-40 °С і використовувати бінарну систему Pro-AQUA18-FO4190 з витратою ХДР 500 і 200 г/т відповідно.

#### Література

1. Смолин А. С. Химия бумаги и картона в условиях современного производства / Международная научно-практическая конференция «Химия в ЦБП». – 2008. –



С. 3-6.

2. Примаков С. П., Барбаш В. А. Технологія паперу і картону: Навч. посіб./Друге видання, переробл. – Київ: ЕКМО, 2008. – 425 с.
3. Шевчук В. М., Коваль О. С. Вплив флокулянтів і коагулянтів на мутність підсіткових вод під час формування паперового полотна / Вісник Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження». – 2010. – № 2 (6). – С. 107-109.



## ПЕРИФІТОН ЯК ІНДИКАТОР ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

**К. Яромін, Г. Лагуд, А. Щепанська, Р.В. Бабко**

Люблінський політехнічний університет

м. Люблін, Польща

e-mail: k.m.jaromin@gmail.com

У другій половині 20 ст. бурхливий розвиток хімічної промисловості призвів до зниження ефективності контролю якості поверхневих вод на основі стандартизованих гідрохімічних показників. Розширення спектру забруднюючих речовин і особливо речовин з токсичною дією, а також прояв синергічного ефекту, зумовили необхідність більш широкого використання для оцінки якості поверхневих і стічних вод різноманітних інтегральних індексів, які базуються на реакції біологічних систем. Одним з найбільш уживаних індексів на сьогодні є інформаційний індекс Шеннона. Однак варто зауважити, що застосування таких індексів має певні обмеження, зокрема пов'язані з тим, що у ряді досліджень спостерігали неоднозначну реакцію цих показників на зміни якості середовища.

Дослідження здійснювали на р. Бистриця, що протікає територією м. Люблін (Польща). Оцінку якості води виконували за стандартними санітарними показниками: кисень, температура, рН, а також біохімічне та хімічне споживання кисню (БСК5, ХСК5). Паралельно відбирали проби перифітону з бетонних опор мостів. Дослідження проводили протягом 5 тижнів у листопаді-грудні 2010 р. Проби відбирали на трьох станціях: ст. 1 – вище міста, ст. 2 і 3 – на території міста. Відстань між станціями – 0,5 км. В лабораторії зіскрібок об'ємом 1 мл розводили профільтрованою річковою водою до 10 мл і після гомогенізації підраховували кількість організмів з 9 таксономічних груп: ціанобактерії, водорості, гриби, джгутикові, амеби голі, амеби черепашкові, інфузорії, коловертки, нематоди. На основі їх кількісної представленості розраховували індекс Шеннона.

За усередненими даними, кількість перифітонних організмів, а також значення БСК5 та ХСК5 зростали у напрямку від ст. 1 до ст. 3 (рис. 1), що демонструє помітний вплив урботериторії на екосистему річки.

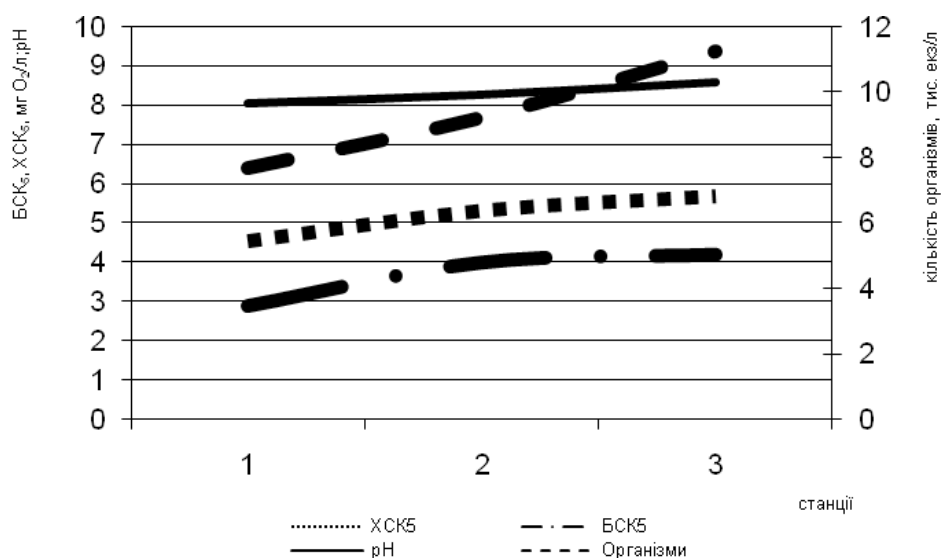


Рис. 1. Усереднені дані БСК5, ХСК5, рН і кількості організмів на досліджених станціях.

На основі отриманих результатів проводили аналіз кореляційних залежностей між динамікою БСК5 і ХСК5 та динамікою індексу Шеннона. Кореляція між цими показниками у загальній амплітуді їх змін, виявленій протягом досліджень (БСК5 від 1 до 9,9 мг O<sub>2</sub>/л; ХСК5 від 10 до 50 мг O<sub>2</sub>/л), була незначущою (рис. 2). В той же час, значущі кореляційні зв'язки були виявлені між структурою угруповання перифітону і БСК5 в амплітуді 4,6-9,9 мг O<sub>2</sub>/л, а з ХСК5 в амплітуді 30-40 мг O<sub>2</sub>/л і 40-50 мг O<sub>2</sub>/л (рис. 2).

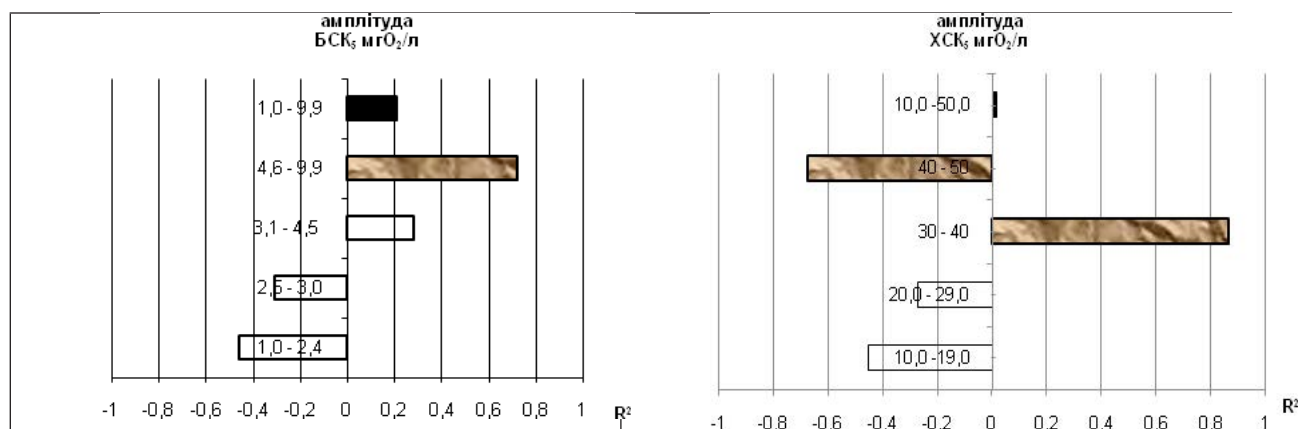


Рис. 2. Кореляція індексу Шеннона з БСК5 і ХСК5 в різних амплітудах їх змін.

Отримані дані дозволяють припустити, що індекс Шеннона, розрахований на основі перифітону, демонструє адекватну реакцію лише в амплітуді змін БСК5 і ХСК5, які відповідають переважаючому рівню забруднення водойми (у нашому дослідженні це клас «помірно забруднена» або «забруднена»). Відповідно, угруповання перифітону демонструє резистентність до короткотривалого покращення якості водного середовища.





УДК 622.765:542.61:546.571

## ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ РОЗМІРУ ЧАСТОЧОК СУБЛАТУ НА ПРОЦЕС ФЛОТОЕКСТРАКЦІЇ

**В.О. Батюк, Н.П. Березюк**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: tio63@mail.ru

Важкі метали належать до числа найнебезпечніших забруднювачів навколишнього середовища. Потрапляючи разом зі стічними водами у водойми, важкі метали порушують хід природних процесів і знижують якість природних вод.

В Україні технологія очищення забрудненої води включає тільки попереднє освітлення від механічних домішок і завислих речовин у відстійниках. Для видалення іонів важких металів зі стічних вод гальванічних виробництв використовують в основному реагентні методи очищення. Основним недоліком цих методів є безповоротна втрата коштовних компонентів і необхідність утилізації великих кількостей вологого осаду. Тому пошук методів, що дозволяють проводити регенерацію коштовних компонентів, є одним з основних напрямків розвитку технологій очищення стічних вод від іонів важких металів.

Флотоекстракція – флотаційний процес, під час якого сфлотована речовина (сублат) концентрується в тонкому шарі органічної речовини, що знаходиться на поверхні водної фази. Однією з багатьох особливостей цього методу є можливість багатократного концентрування іонів металів у невеликих об'ємах органічного розчинника поза залежністю від коефіцієнта розподілу. Це, в першу чергу, й робить метод перспективним для очищення стічних вод, забруднених важкими металами, з метою їхньої подальшої регенерації. На процес флотоекстракції впливають зміни таких параметрів як розмір бульбашок, швидкість повітряного потоку, вплив коефіцієнту масопередачі та розмір частинок, що утворилися в процесі очистки. Як відомо, розміри часток сублату (сполука, що утворюється під час взаємодії поверхнево-активної речовини з іонами забрудника) при флотоекстракції можуть змінюватися від іонного ступеня дисперсності до декількох мікрометрів. Цей фактор в значній мірі впливає на механізм процесу та на внесок флотайійної та екстракційної складової процесу.

Тому, метою даної роботи було обрано дослідження процесу флотоекстракції, а саме вивчення розміру частинок, що формулюються під час процесу. Розрахунки велися на основі формули Релея-Джинса, для того щоб визначити механізми осадження часток сублата на поверхню спливаючої бульбашки і як наслідок на механізм флотоекстракції вцілому.

Результати досліджень показали, що розмір частинок сублату коливається в діапазоні 0,1-0,3 мкм, що вказує на їх безінерційне осадження. При цьому інтенсивність процесу визначається гідродинамічними параметрами флотаційної системи за умови, що поверхневі сили забезпечують прилипання часток до поверхні бульбашки. Якщо розміри часток сублата лежать у межах 10-3 – 10-1 мкм, то буде здійснюватися дифузійне осадження часток сублата на поверхню бульбашки в полі поверхневих сил, а інтенсивність вилучення буде визначатися коефіцієнтом дифузії часток і характером поверхневих сил. Для цих випадків характерна можливість агрегування часток, що впливає на інтенсивність флотації, однак може негативно вплинути на екстракційну складову процесу.



## КОМБІНОВАНИЙ МЕТОД ДООЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ГАЛЬВАНІЧНОГО ВИРОБНИЦТВА

С.В. Белікова

Національний університет водного господарства та природокористування

м. Рівне вул. Соборна 11

e-mail: svetik\_belik@mail.ru

На сьогоднішній день, для очищення стічних вод гальванічного виробництва (ГВ), реагентний метод (коагуляція, флокуляція, хімічне осадження, відновлення, окислення, тощо) є класичним і найпоширенішим, але даний метод очищення сприяє збільшенню солемісту води (аніонова складова частина реагенту (80-90%) залишається у воді). Разом з тим, збільшився екологічний контроль над скидом стічних вод від підприємств та вимоги до значень ГДК по усім компонентам, в тому числі розчинним солям.

Як показали результати попередніх досліджень, попередня обробка стоків ГВ після основного блоку очищення, перед блоком глибокого знесолення, а саме йонообмінними фільтрами, забезпечує зменшення солемісту, видалення органічних компонентів, а також забезпечує оптимальні умови наступного етапу – глибокого знесолення на йонообмінних фільтрах. В результаті цього покращується ефект доочищення на 20-30%(рис.1), та зменшується об'єм елюатів на 60-70%. Ефективне застосування йонообмінних матеріалів можливе тільки при наявності кінетичних і рівноважних характеристик, але щодо нових матеріалів така інформація відсутня. Тому виявляється необхідним дослідження кінетики та рівноважного стану процесу йонного обміну, з попередньою обробкою стічних вод ГВ після основного фізико-хімічного очищення.

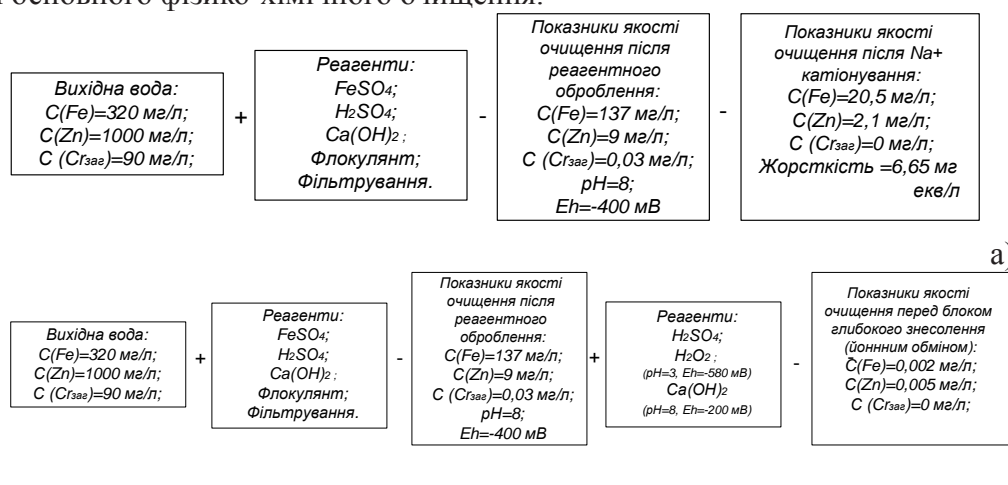


Рис.1. Результати досліджень очищення стічних вод гальванічного виробництва.

а). очищення води без попереднього очищення перед глибоким знесоленням (блоком йонного обміну); б). очищення води з попереднім обробленням перед глибоким знесоленням

Дослідження проводили в статичних та динамічних умовах, використовуючи сильно кислотний катіоніт марки С100Е, при цьому, в ході досліджень вважали, що потрібно розглядати тільки дифузійні стадії процесу. Відповідно були визначені: ступінь досягнення рівноваги, константу обміну, коефіцієнт масоперенесення, коефіцієнт дифузії, коефіцієнт розподілу йонів, що сорбуються.

На підставі експериментально визначених даних та розрахованих коефіцієнтів був



визначений механізм дифузійного процесу, а саме для даних стічних вод та йонообмінного матеріалу відповідає механізм гелевої дифузії. Відповідно даному механізму дифузії рекомендовані способи інтенсифікації та оптимізації процесу.

Для запобігання утворенню комплексних йонів, інтенсифікації процесів дифузії в зерні, зменшення енергії активації, перед подачею на знесолення забезпечуються умови регулювання окисно-відновних та кислотно-відновлювальних властивостей стічної води (рис.1). Що забезпечує в тому числі руйнування металоорганічних комплексів, збільшенню швидкості йонного обміну та збільшення ефективності очищення.



а)



б)

Рис.2. Впроваджена установка комбінованого очищення стічних вод гальванічного виробництва.

а). Блок фізико-хімічного очищення, б). блок глибокого знесолення – доочищення на йонообмінних фільтрах.

Результати досліджень йонного обміну в поєднанні з реагентною обробкою в технології знесолення води були впровадженні на очисних спорудах на ряді підприємств (рис.2.а, б.).

Зазначена робота виконана разом з науковими керівниками: к.т.н.,ст.н.сп. Яцковим М.В. та к.т.н, доц.. Корчик Н.М.



УДК 541.183:661.183.12

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОТХОДОВ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ В КАЧЕСТВЕ ШЛАКОВЫХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Э.Б. Хоботова, И.В. Грайворонская

Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

ул. Петровского, 25, г. Харьков, 61002

e-mail: chemistry@khadi.kharkov.ua

Современная экологическая ситуация характеризуется антропогенной нагрузкой на природные ресурсы. В связи с этим целесообразно использовать отходы производства на реализацию мероприятий по охране окружающей среды. Одним из перспективных способов очистки вод является сорбция. Экономическая целесообразность сорбционной очистки повышается при использовании в качестве сорбентов дешевых материалов и отходов, в



том числе шлаков различных производств. Целью нашей работы было определение минералогического и радионуклидного составов шлаков Побужского ферроникелевого комбината (ПФНК), Никопольского завода ферросплавов (НЗФ) и ОАО „АрселорМиттал Кривой Рог“, изучение их сорбционных свойств по отношению к органическим соединениям.

Минералогический состав образцов шлака был изучен нами с помощью рентгенофазового анализа, который показал, что основными минералами измельченного образца шлака ПФНК производства FeNi являются диопсид  $\text{CaMg}(\text{SiO}_3)_2$  и диопсиды, обогащенные кальцием и алюминием. Основными минералами образца шлака НЗФ производства сплава FeSi являются диопсид  $\text{CaMg}(\text{SiO}_3)_2$  и титанит  $\text{Ca}(\text{Ti}_{0,818}\text{Al}_{0,182})(\text{O}_{0,818}\text{F}_{0,182})(\text{SiO}_4)$ . Основными фазами образца шлака ОАО «АрселорМиттал Кривой Рог» фракции >10 мм белого цвета являются геленит и ранкинит.

Слоистая структура диопсида предрасполагает к проявлению им сорбционных свойств. Выраженный волнистый характер фона на дифрактограммах свидетельствует о содержании в образцах аморфного состояния вещества.

Методом электронно-зондового микроанализа в составе образцов обнаружены, помимо С, О, элементы Al, Si, Ca, Na, Mg, K, Ti, Fe и рассчитано массовое содержание соответствующих оксидов. Микрофотографии поверхности частиц породы показали слоистую природу минералов. Согласно гамма-спектрометрическому анализу, исследованные образцы шлака относятся к I классу радиационной опасности. При этом возможно, их использование без ограничения.

Сорбция шлаками органических веществ изучена спектрофотометрическим методом, в качестве сорбата использован краситель метиленовый синий (МС). Для улучшения сорбционных характеристик шлаков использовалась его предварительная химическая активация в растворах кислоты 0,5 М  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Значения статической обменной емкости (СОЕ) устанавливались следующим образом: для шлака ПФНК в течение 10 суток достигается значение СОЕ 0,194 мг/г, составляющее 96,9 % очистки; для шлака НЗФ – предел СОЕ достигается за 12 суток при эффективности очистки раствора от МС 95 %; для шлака ОАО «АрселорМиттал Кривой Рог» значение СОЕ 0,2 мг/г достигается через 2 суток, при этом эффективность очистки составляет 100 %.

Таким образом, подтверждено, что использование отходов металлургических производств, в качестве шлаковых сорбентов для очистки сточных вод, позволяет решить проблему утилизации многотоннажных твердых отходов металлургических производств. При этом использование предложенного шлакового сорбента существенно снижает концентрации органических красителей в промышленных сточных водах в условиях статической сорбции, не смотря на химическую инертность главного минерала шлака.





УДК 661.183.4

## МЕЗОПОРУВАТІ СОРБЕНТИ НА ОСНОВІ ПІЛАРДОВАНОГО МОНТМОРИЛОНІТУ

**І.В. Пилипенко, В.Ю. Тобілко**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

03056, м. Київ, проспект Перемоги, 37

e-mail: igfnig@yandex.ru

Постійне погіршення екологічної ситуації водних ресурсів та ґрунтів зумовлює стрімкий розвиток наукових робіт з отримання нових типів сорбентів та вивчення їх властивостей. Останнім часом значна увага приділяється модифікованим сорбентам на основі глинистих мінералів.

Зростання інтересу до модифікованим глин обумовлено також необхідністю заміни традиційних сорбентів і каталізаторів екологічно нешкідливими.

Модифікування монтморилонітових глин різними ПАР та прекурсорами типу тетраетилортосилікат (ТЕОС), призводить до утворення регулярних пористих структур, які мають унікальні фізико-хімічні властивості [1, 2]. Виробництво сорбентів на основі глинистої сировини стримується тим, що на сьогоднішній день недостатньо досліджено вплив модифікування на структурні, термічні, адсорбційні властивості таких матеріалів. У зв'язку з цим актуальним завданням є розробка технологій одержання модифікованих глин і дослідження їх адсорбційних властивостей. Гідроліз ТЕОС в міжшаровому просторі монтморилоніту з подальшою температурною обробкою дає змогу отримати мезопоруватий пілардований монтморилоніт [3].

Метою нашої роботи було отримання сорбентів на основі монтморилоніту Черкаського родовища (Україна) для видалення важких металів з водного середовища.

Вихідний монтморилоніт обробляли розчином ПАР в якості якої була взята сіль чотирьохзаміщеного амонію - гексадецилтриметиламоній бромід (ГДТМА, (C<sub>16</sub>H<sub>33</sub>)N(CH<sub>3</sub>)<sub>3</sub>Br). До однакової кількості отриманої суспензії додавали ТЕОС від 1 до 10 мл. Отриману суміш обробляли на ультразвуковому диспергаторі УЗДН-2Т при частоті 22 кГц на протязі 3 хвилин до отримання гомогенної суміші і додавали концентровану соляну кислоту в якості каталізатора. Після гідролізу суміш проходила термічну обробку до 500°C.

Показано, що отримані зразки мають високі значення сумарного об'єму пор за бензолом та водою, що свідчить про наявність мезопор.

Зі збільшенням кількості ТЕОС в системі зростає значення сорбції катіонів Co(II) до 40 мг/г, що свідчить про збільшення активної поверхні для іонного обміну та кількості гідроксильних груп. Це обумовлює підвищення сорбційних характеристик по відношенню до таких іонів як Co(II), Pb(II), Cd(II).

Література

1. Qun Guo, Zhizhi Zhang, Xiwen Zhang, Fengxiang Ling, Wanfu Sun. Preparation and characterization of mesoporous silica-pillared montmorillonite // J. Porous Mater. – 2009., №16. – p. 209–213.

2. Baoshan Li, Huihui Mao, Xiao Li, Wei Ma, Zhenxing Liu. Synthesis of mesoporous silica-pillared clay by intragallery ammonia-catalyzed hydrolysis of tetraethoxysilane using quaternary ammonium surfactants as gallery templates // Journal of Colloid and Interface Science. – 2009., № 336. – p. 244–249.



УДК 504.002.2

## ОБГРУНТУВАННЯ ДОЦІЛЬНОСТІ РОЗРОБКИ НОВОГО БІОПРЕПАРАТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ МОРСЬКОЇ ВОДИ, ЗАБРУДНЕННІ НАФТОПРОДУКТАМИ Г.В. Пішняк

Національний Технічний Університет України «Київський Політехнічний Інститут»  
03056, м. Київ, вул. Борщагівська 146  
e-mail: anuta\_pishnyak@mail.ru

Нафта і нафтопродукти є на даний час одними з найбільш розповсюджених забруднюючих речовин морського середовища. Тільки за 1 хвилину на планеті видобувають 6800 т нафти. Практично неможливо транспортувати і споживати сировину в таких кількостях без значних втрат. Для водних екосистем особливо небезпечні аварійні розливи. Їх ліквідація вимагає використання потужних і безпечних для навколишнього середовища методів. Саме таким є біотехнологічний метод очищення морської води нафтозабруднених прибережних акваторій. Він передбачає використання природних угруповань мікроорганізмів, що окиснюють нафтові вуглеводні. Такий підхід є безпечнішим у порівнянні з фізико-хімічним методом, адже використовуються природні мікроорганізми характерні саме для цієї екосистеми (виділені за допомогою скрінінгу), і ефективнішим за механічний спосіб збору нафтопродуктів. Тобто біопрепарат на основі виділених штамів бактерій не є чужорідним агентом, що має місце при використанні хімічних деструкторів і не буде завдавати шкоди екосистемі, засмічуючи, або порушуючи цілісність харчових ланцюгів живлення [4]. Внесені культури мікроорганізмів, споживаючи вуглеводні, є кормом для зоопланктону, і становлять частину трофічних ланцюгів. Після повної деструкції кількість мікроорганізмів водної форми нормалізується, знижуючись до природної концентрації, що виключає необхідність подальшої доочистки [2].

Розрізняють такі методи біологічної деструкції: 1) інтродукція адаптованих чистих культур вуглеводнеутилізуючих мікроорганізмів; 2) використання асоціацій мікроорганізмів-деструкторів; 3) активізація аборигенної нафтоокиснюючої мікробіоти. Найвигоднішим є використання консорціуму виділених штамів, адже створюється комплекс зі складними асоціативними зв'язками в біотичних угрупованнях, які створюють системний ефект. До наслідків цього ефекту слід віднести синтез біосурфактантів, які за ефективністю деемульгування не поступаються синтетичним сурфактантам і на відміну від них, вони володіють такими перевагами, як низька токсичність, висока біодеградабельність, краща сумісність з навколишнім середовищем [3], висока піноутворююча здатність, селективність і специфічну активність за різних умов. Це значно покращує засвоєння мікроорганізмами емульсій типу «нафта у воді». У США досягнуто 90% видалення нафти з осаду стічних вод, за рахунок використання мікроорганізмів, що утворюють біосурфактант [1].

Метою дослідження є підбір консорціуму шляхом потрібної селекції. При створенні препарату, окрім пристосованості до деградації значних концентрацій нафтопродуктів у морській воді (від 10 г/л), іммобілізації на сорбенті, особливу увагу буде надано підвищенню синтезу біосурфактантів, оскільки цій властивості приділялося мало уваги як важливому рушійному чиннику деградації емульгованих нафтопродуктів, які є складним видом забруднення.

### Література

1. Venerjee S. Biosurfactant for desludging crude/fuel oil storage tank. // Chem. Ind. Dig., 1998. V. 4. P. 75-78.



2. Berwick Paul G. Physical and chemical condition for microbial oil degradation. Biotechnol. And Bioend. - 1994. - v. 26 - №11.
3. Georgiou G., Lin S.C., Sharma M.M. Surface active compounds from microorganisms. // Bio/Technology, 1990. V. 10. P. 60-65.
4. Терещенко Н.Н., Лушников С.В., Пышьева Е.В. Рекультивация нефтезагрязненных почв// Экология и промышленность. – 2002. - № 10. - с. 17-20.



УДК 66.048.3

### ТЕНДЕНЦІЇ КОНСТРУКТИВНОГО ВИКОНАННЯ КОНТАКТНИХ ЕЛЕМЕНТІВ МАСООБМІННИХ КОЛОН

**Г.Ю. Ан, С.С. Валуйскова, В.В. Лукашова**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги 37, м. Київ, 03056  
e-mail: v.lukashova@kpi.ua

Колонні апарати широко використовуються у промислових лініях хімічних та нафтопереробних виробництв для проведення процесів контактного масообміну. Світовий досвід патентування доводить актуальність питання ректифікаційного розділення. Динаміка патентування останніх років вказує, що максимальна кількість охоронних документів щодо процесу ректифікаційного розділення у колонних апаратах, припадає на конструктивне переоснащення обладнання нафтопереробних та хімічних підприємств.

Дослідження технічного рівня та огляд конструктивних рішень основних елементів масообмінних апаратів вказують на тенденцію до переважного застосування колонних апаратів з поверхнею контакту фаз, яка утворюється самими фазами при їх безперервній подачі. Напрямок руху потоків, характер та організація їх взаємодії має суттєвий вплив на рушійну силу процесу масообміну. Застосування колон з фіксованими поверхнями та апаратів із зовнішнім підводом енергії дедалі зменшується. Із проведеного патентного огляду, можна зробити висновок що пріоритетним напрямом є застосування колон тарілчастого типу. За характером взаємодії фаз переважає використання барботажного типу контактних пристроїв.

Метою даної роботи є розробка контактних елементів, що забезпечуватимуть інтенсивний масообмін за робочих умов процесу. Поряд із типовими елементами контактних пристроїв, проаналізовано інноваторські розробки. Перспективним з точки зору організації процесу та новизни є напрям виконання контактних елементів рухомими.

Авторами запропоновано ряд нових конструкцій контактних пристроїв (рисунок 1), що мають можливість самовільного обертання за рахунок руху газового та (або) рідинного потоку.



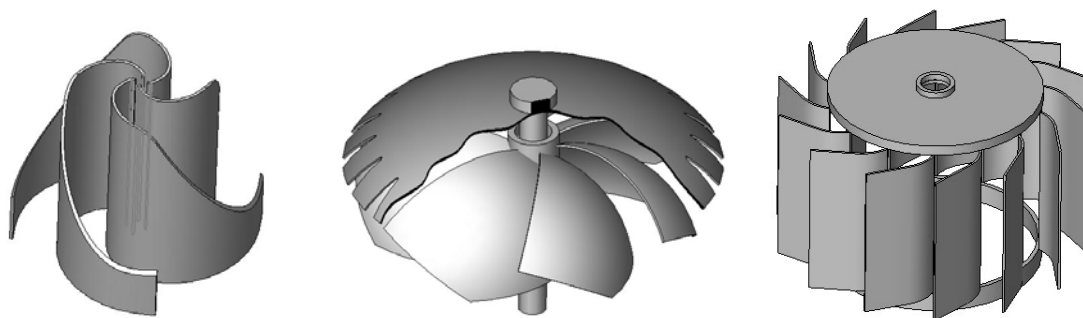


Рисунок 1 – Пропоновані конструкції контактних елементів

Виконання таких контактних пристроїв із обертовими елементами дозволить підвищити турбулізацію потоків та забезпечить інтенсивну масопередачу за умов значних витрат газової та рідинної фаз, що має місце у промисловому обладнанні.



УДК 66.091:648.18

## РОЗРОБКА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИХ ТЕХНІЧНИХ МИЙНИХ ЗАСОБІВ

**Т.В. Сударушкіна, К.Ю. Савічева, В.Ю. Сребродольський, О.М. Оліфер**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги 37, м. Київ, 03056

e-mail: t\_sudarushkina@ukr.net

Серед альтернативних видів енергії дедалі більшого розвитку набуває сонячна енергетика з використанням сонячних колекторів, основними елементами яких є кремнієві пластини з високою чистотою їх поверхонь. При виготовленні кремнієвих пластин різанням кремнієвих злитків металевим дротом джерелами забруднення є змащувально-охолоджуюча рідина (ЗОР), клейкі смоли, продукти корозії дроту.

Тому актуальним є проведення ефективної очистки поверхонь пластин, що в свою чергу потребує розробки екологічно безпечних технічних мийних засобів (ТМЗ) поліфункційної дії, які б ефективно очищували технологічні поверхні від органічних сполук, повністю зв'язували б іони металів і запобігали повторному забрудненню, вміщували біологічно розкладаємі поверхнево-активні речовини (ПАР) та антикорозійні інгредієнти.

Метою даного дослідження було встановлення можливості модифікування технічних мийних композицій серії «КПІ-ТНР» за рахунок заміни в них біологічно жорстких ПАР (ОП-7, ОП-10) на екологічно безпечні поверхнево-активні речовини серії алкілполіглюкозидів поліфункційної дії, з одночасним виведенням із ТМЗ фосфоровмісних інгредієнтів.

Різними фізико-хімічними методами досліджень (спектрофотометрія, ІЧ-спектроскопія, метод поляризаційного опору) нами встановлена можливість використан-





ня в якості модифікатора неіоногенної ПАР – BG-10, як основного компоненту в мийній композиції.

В наслідок корозії ріжучого дроту забруднення містять значну кількість іонів заліза, що може призвести до повторного забруднення пластин гідроксидом заліза, тому теоретичний та практичний інтерес викликало виявлення взаємодії Fe(III) з алкілполіглюкозидом BG-10. Для встановлення концентраційних умов ефективної очистки поверхонь пластин від органічних забруднень доцільно було розглянути процеси комплексоутворення у водних розчинах систем Fe(III) – BG-10 та Fe(III) – BG-10 – моноетаноламін, Fe(III) – BG-10 – лейканол, які дозволяють визначити вплив інших інгредієнтів ТМЗ «КПІ-ТНР» на взаємодію Fe(III) з BG – 10.

Спектрофотометричне дослідження даних систем в залежності від вмісту поверхнево-активної речовини дало можливість зробити припущення про ступеневе утворення комплексних сполук. Математична обробка результатів залежності  $A=f([BG-10])$  для досліджуваних систем за методом обмеженого логарифмування Бента – Френча дозволила визначити склад подвійних і потрійних комплексних сполук. Отримані дані добре корелюють із результатами ІЧ-спектроскопічних досліджень синтезованих сполук у твердому вигляді.

Для встановлення корозійної активності модифікованої мийної композиції були визначені залежності поляризаційного опору від часу при різних концентраціях ПАР та розраховані швидкості корозії, які складають  $(2,5 - 2,7) \cdot 10^{-5}$  мм/рік. В умовах оптимального комплексоутворення встановлено здатність утворення піни.

Показана доцільність заміни біологічножорстких ПАР ОП-7 (ОП-10) на екологічно безпечну ПАР – BG-10 та встановлена можливість одночасного зменшення вмісту лейканолу та виведення із ТМЗ «КПІ-ТНР» гідрофосфатів.

Одержані результати покладено в основу розробки екологічно безпечних ТМЗ, які було випробувано при очистці елементів сонячних колекторів з позитивними результатами, що дозволило рекомендувати модифіковані ТМЗ до виробництва.



УДК 669.183.217.4:662.614.2

## УДОСКОНАЛЕННЯ РЕКУПЕРАТОРА ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОБНИЦТВА СИОПОРУ

**О.Г. Орайло, І.О. Мікульонок**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги 37, м. Київ, 03056

e-mail: olja\_orajlo@ukr.net

У виробництві будівельних матеріалів головну роль відіграє якість продукту. На сьогоднішній день на вітчизняному ринку теплоізоляційних матеріалів представлено якісну

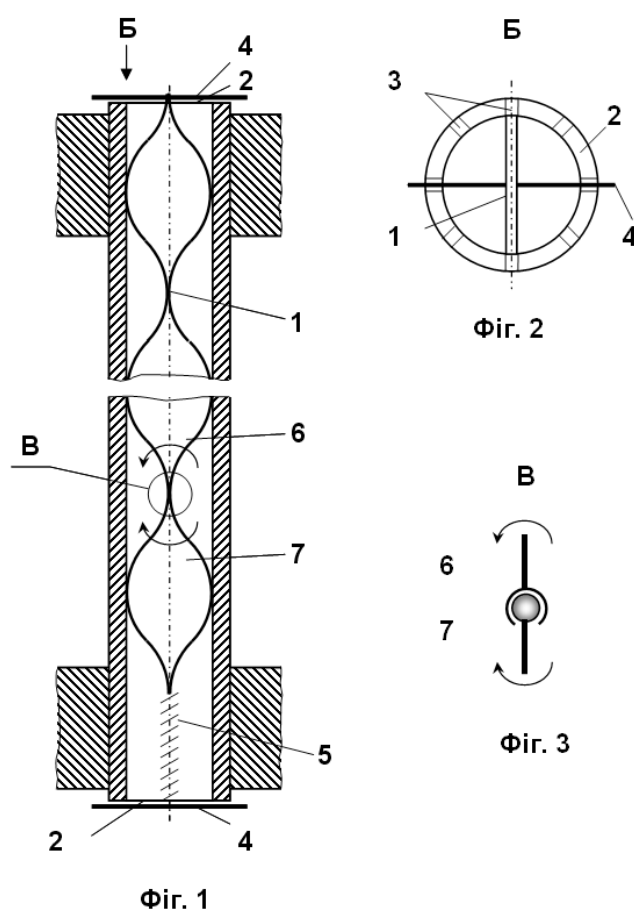
продукцію і власного виробника. Одним з представлених теплоізоляційних матеріалів є сиопор – штучний пористий теплоізоляційний матеріал.

Для забезпечення належної якості сиопору та економії енергетичних витрат була розроблена двухстадійна схема його виробництва, суть якої полягає в попередній просушці матеріалу.

В основу технології одержання сиопору покладена низькотемпературна термообробка в апараті з псевдозрідженим шаром подрібнених частинок сиоліту (напівфабрикат, який одержують із кремнеземистої природної сировини (у вигляді трепелу) та каустичної соди) з початковою вологістю близько 40 % [1,2]. До складу двухстадійної схеми виготовлення сиопору входить рекуператор для підігріву повітря що надходить у сушарку-поризатор.

Рекуперативні теплообмінники - це апарати безперервної дії, принцип роботи яких полягає в передачі теплоти від нагрітого середовища, крізь розподільвальну стінку, до середовища що нагрівається

Запропоноване автором [3] удосконалення рекуператора технології виробництва сиопору полягає в покращенні теплопередачі від димових газів до повітря шляхом збільшення швидкості турбулентного потоку теплоносія в трубному просторі (димових газів). У трубний простір поміщено спіральну стрічку 1 (фіг. 1, 2) за допомогою розташованих у радіальних заглибинах 3 (фіг. 1, 2) поперечних стрижнів 4 (фіг. 1, 2), один з яких з'єднано зі спіральною стрічкою за допомогою пружини розтягу 5 (фіг. 1), кожна спіральна стрічка складається з окремих шарнірно з'єднаних між собою секцій 6, 7 (фіг. 1, 3). Кінці стрічки зафіксовано відносно торців 2 (фіг. 1, 2) теплообмінної труби, на яких виконані радіальні заглиблення.





Використання модернізованого теплообмінника забезпечить інтенсифіковану турбулізацію потоку всередині трубок, що підвищує коефіцієнт тепловіддачі, і запобігання утворенню відкладень на їх внутрішній поверхні.

Література

1. Получение в псевдоожигенном слое пористого материала – сиопора/ Ю.И. Хвастухин, И.А. Эйне, Н.К. Когута и др.// Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №5. – С.19–24.
2. Тепло- и массообмен при термообработке и вспучивании в псевдоожигенном слое/ Ю.И. Хвастухин, В.В. Собченко, Н.К. Когута и др.// Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2005. – №4. – С.48–52.
3. Заявка № u 2010 14490 Україна МПК9-F28D 7/00, F28F 9/00. Кожухотрубний теплообмінник/ І.О. Мікульонок, О.Г. Орайло № u 2010 14490, заявлено 03.12.2010.



УДК 578.263

## ВИКОРИСТАННЯ ВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ДООЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Д.О. Арутюнов

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

03056; м. Київ, пр. Перемоги, 37

e-mail: dvm1991@ukr.net

Найважливіші компоненти систем біологічного доочищення – бактерії та водорості. Процеси бактеріального біосинтезу поряд з фотосинтезом водоростей є основними біологічними процесами, що забезпечують доочищення побутових і промислових стічних вод в біологічних ставках. Масовий розвиток водоростей у біологічних ставках забезпечує вилучення біогенних елементів, головним чином, азоту (75-95 г на 1 кг сухої біомаси) і фосфору, запобігаючи процесу евтрофікації водойм.

Виділяючи кисень в процесі фотосинтезу, водорості забезпечують бактеріальне окиснення різноманітних органічних полютантів. Культивування зелених водоростей (*Chlorella*, *Scenedesmus*) на побутових стічних водах забезпечує зниження мінеральних форм азоту на 80-90% і фосфору на 50-90%. Вирощування хлорококових водоростей на стічних водах забезпечує збільшення швидкості очищення останніх від нафтопродуктів (на 40-90%), фенолу, роданідів, ціанідів, H<sub>2</sub>S, CS<sub>2</sub>, а також збільшенню швидкості відмирання патогенних мікроорганізмів, осадження йонів Ca<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mg<sup>2+</sup> (зменшення жорсткості води). Зелені водорості вилучають 50-96% PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> при їх концентрації 10-20 мг/л протягом 2-3 діб. Показаний прямий зв'язок між збільшенням біомаси водоростей та ступенем дезактивації стічних вод від <sup>34</sup>P, <sup>131</sup>I, <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>141</sup>Ce [1].

Установки для очищення стічних вод з використанням водоростей називають високошвидкісними окиснювальними ставками (безстічні земляні ставки площею 0,3 га, які заповнюються стічною водою в об'ємі 250-350 м<sup>3</sup>). Вони забезпечують різке зниження БСК, ХСК, осадження зважених часточок.



Запропоновано метод знезараження стічних вод шляхом внесення в них суміші шта-мів (зелених, діатомових, синьозелених) водоростей: на кожні 25 м<sup>3</sup> стічних вод – 300 мг біомаси водоростей. Протягом 5-11 діб концентрація бактерій *E. coli* знижується на 99%.

Можливість використання водоростей спільно з активним мулом для очищення стічних вод вивчалась при їх вирощуванні у неперервно діючих аеротенках-змішувачах місткістю 3 л. Час аерації – 8-24 год. У дослідах використовувалась стічна вода виробництва аніоніта АВ-17, яка містила метанол, етилендіамін (ЕДА). У якості біогенних елементів у виробничий стік вводили аміачну селітру (15 мг/л азота) і калій фосфат (3 мг/л фосфора). Величина рН підтримувалась у межах 6,5-8,5. Джерелом забруднення слугував активний мул. У аеротенки вводили культуру водоростей *Scenedesmus acuminatus* (3 млн кл./мл). При такому навантаженні аеротенки працювали 3 місяці.

У дослідах максимальна кількість клітин водоростей склала 13-16 млн кл./мл, після чого приріст біомаси не відмічено. Муловий індекс склав величину 60-180. Відбувалося інтенсивне окиснення органічних речовин і зниження вмісту біогенних елементів. У дослідних аеротенках відсоток очищення по ХСК склав 68,5-91,7, по метанолу – 64,8-98,3, в контролі – відповідно 64,0 – 82,7 та 64,0-85,6. Вміст амонійного азота в аеротенках з водоростями знизився на 94,9-97,1 %, в аеротенках без водоростей – 80,6 – 89,1.

Отже, присутність водоростей в лабораторних аеротенках сприяє посиленню процесів очищення досліджуваних стічних вод.

Література

1. Догадина Т. В. Альгофлора водоемов очистних сооружений и ее роль в очистке стоков // Автореф. канд. дис. – К.: 1990. – 17 с.



## МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДИ БЮВЕТІВ ТА ВОДОПРОВІДНОЇ І ДООЧИЩЕНОЇ ВОДИ НАВЧАЛЬНОГО ЗАКЛАДУ Ю. Каракаш

Київська Мала академія наук учнівської молоді  
Київський Палац дітей та юнацтва, вул.Мазепи, 13, м.Київ

Історія людства тісно пов'язана з наявністю чи відсутністю водних ресурсів. Технічний прогрес новітньої історії демонструє, що недбайливе ставлення до природи, не залишається без відповіді. Ситуація ускладнюється тим, що постійно зростають витрати води та гостро постає проблема забезпечення людства питною водою.

До послуг киян як додатковий до водопровідного водопостачання вид питної води пропонується вода кюветів. Бювет - інженерна водозабірна споруда глибин Сеноманського (100-150 м) та Юрського (200-300 м) горизонтів для забезпечення споживачів необробленими міжшаровими напірними або безнапірними підземними водами. У Києві їх було відкрито 203, однак у столиці їх кількість зменшується у зв'язку з невідповідністю якості їх води нормам.

12 травня 2010 року було видано наказ № 400 “Про затвердження Державних сані-



тарних норм та правил “Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною”, де вимога до води із бюветів була прирівняна до нормативних вимог водопровідної води, тобто до 100 КУО у 1 мл.

Ми визначали мікробний показник якості води з бюветів по вулицях Марини Цветаєвої, Петра Запорожця, Данькевича та Жукова. Загальне мікробне число води — це кількість сапрофітних бактерій в 1мл, які виростили за температури 28°C на середовищі м'ясо-пептонний агар (МПА), глибинним методом. Результати нашого аналізу води бюветів показали, що у бюветі по вулиці Марини Цветаєвої вода містить 45 КУО ( колонієутворюючих одиниць) в 1 мл, а по вулиці Петра Запорожця - 60 КУО/мл, що відповідає вимогам, визначеним Наказом № 400 та містить допустиму кількість мікроорганізмів. А води бюветів по вулицях Данькевича та Жукова містять відповідно 1100 та 3500 КУО/мл на 1 мл, що в 11 та 35 разів перевищує норму.

У школах Києва були встановлені питні фонтанчики ПФ -1-6, у яких водопровідна вода доочищується фільтрами і ультрафіолетовим опроміненням.

Ми досліджували мікробні показники якості водопровідної води і такої ж води, але доочищеної фонтанчиами ПФ-1-6, встановленими в нашому ліцеї. Результати показали, що водопровідна вода в нашому навчальному закладі містить 40 КУО/мл, що цілком відповідає нормативним вимогам, визначеним Наказом МОЗ № 400 ГОСТ 2874-82. Вода із фонтанчиків ПФ -1-6, встановлених на 1 та 3 поверхах містить значно більшу кількість мікроорганізмів, ніж у вимогах до питної води: на 3 поверсі 450 КУО/мл та найгірший результат показала вода після очистки фонтанчиком на 1 поверсі - 2000 КУО/мл, в останньому випадку мікробіологічний показник перевищує норму у 20 разів. Мабуть на 1 поверсі фонтанчиком користувалися частіше, ніж на 3-му пі, і він вже давно відпрацював свій ресурс, якщо взагалі можна говорити про знезаражуючу ефективність цього устаткування.

Аналізуючи результати наших досліджень, ми переконалися в тому, що найнебезпечнішою, за мікробіологічними показниками, є водопровідна вода і вода бюветів по вулицях Марини Цветаєвої і Петра Запорожця.

Вода бюветів по вулицях Данькевича та Жукова у десятки разів перевищує бактеріологічну норму і не є безпечною для вживання некип'яченою.

Викликає сумніви необхідність і ефективність фільтрувальних приладів на прикладі фонтанчиків ПФ-1-6.





УДК 622.765:542.61:546.571

## ДОСЛІДЖЕННЯ ФЛОТОЕКСТРАКЦІЙНОГО ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ЦИНКУ ЗІ СТИЧНИХ ВОД

**В.П. Копотун, О.О. Таргонська**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
03056, м. Київ, пр. Перемоги, 37  
e-mail: tio63@mail.ru

Проблема забруднення навколишнього середовища стоїть досить гостро в наш час. І важкі метали займають одну з перших сходинок у рейтингу найпоширеніших і найшкідливіших забрудників. Найбільше їх потрапляє у природу зі стічними водами гальванічних виробництв. Тому основною задачею наших досліджень була очистка стічних вод від іонів цинку після цехів цинкування з можливістю рекуперації металу.

Для видалення іонів важких металів використовують хімічне осадження, екстракцію, електродіаліз, іонний обмін. Але кожен з методів має ряд недоліків. Тому пошук нових альтернативних та економічно вигідних методів очистки є одним з основних напрямків технології водоочищення.

Флотоекстракція є прогресивним розвитком іонної флотації, основними перевагами якої є багаторазове концентрування сфлотованої бульбашками речовини (сублату) у невеликому об'ємі органічного екстрагенту, поза залежністю від коефіцієнту розподілу, відсутність піни, а також можливість регенерації сублату.

Досліджено закономірності вилучення іонів цинку при концентраціях 20 та 100 мг/дм<sup>3</sup> з модельних розчинів методом флотоекстракції. Встановлено, що краще видалення іде в області більш високих концентрацій при використанні у якості збирача пальмітату калію та молярному співвідношенні ПАР:Ме = 2:1 (ступінь вилучення 92%).

Оптимальним рН процесу є 7. При низьких рН у розчині внаслідок гідролізу, існує вільна пальмітинова кислота, при рН вищих 7 утворюється гідроксид цинку. В обох випадках якість вилучення погіршується.

Здійснено підбір органічного екстрагенту та встановлено його оптимальний об'єм. Проаналізовано 15 різних органічних екстрагентів і встановлено, що найкращим є ізоаміловий спирт. Оптимальний об'єм органічної фази становить 5 см<sup>3</sup>, оскільки при цьому зберігається цілісність шару, а збільшення об'єму не призводить до поліпшення якості процесу.

За допомогою ІЧ-спектроскопії та потенціометричного титрування було встановлено, що видалений сублат являє собою середню сіль – пальмітат цинку (PAL)<sub>2</sub>Zn

Результати роботи з модельними розчинами були використанні при очистці реальних цинкмісних стоків НВП „Електронмаш”, які містили Zn<sup>2+</sup> (C = 351 мг/дм<sup>3</sup>), Ni<sup>2+</sup> (C = 40,13 мг/дм<sup>3</sup>), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (C = 571,2 мг/дм<sup>3</sup>), Cl<sup>-</sup> (C = 34,5 мг/дм<sup>3</sup>). Результати дослідів показали, що видалення наявних катіонів металів йде майже повністю (Ni<sup>2+</sup> 99%, Zn<sup>2+</sup> 99%), що показує ще більшу ефективність флотоекстракції при очистці вод, які містять суміш металів.

За результатами досліджень була запропонована принципова технологічна схема, яка дозволяє не тільки очистити стічну воду від іонів цинку і повернути її у зворотний цикл, а також регенерувати ПАР, екстрагент та цинк (у вигляді сульфату).





## МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ ПІСЛЯ ДООЧИСТКИ ПОБУТОВИМИ ФІЛЬТРАМИ

**О. Кривцова**

Київська Мала академія наук учнівської молоді  
Київський Палац дітей та юнацтва, вул.Мазепи, 13, м.Київ

Кияни скаржаться на неякісну водопровідну воду. Водопровід несе воду до квартир іноді іржавою, іноді вона пахне болотом або хлором, а при кип'ятінні чайник швидко покривається шаром нерозчинних солей. Поки вирішуються питання якості питної води на державному рівні, кожна родина шукає власні шляхи розв'язання цієї проблеми. Тому реклами радять нам самостійно доочищувати воду різними фільтрами. Одним з найбільш розповсюджених способів доочистки води є використання побутових фільтрів. У наш час майже кожна родина користується ними.

Метою нашої роботи було визначення мікробіологічних показників якості води, доочищеної побутовими фільтрами різних торгових марок. Чи дійсно така вода краща і чи дійсно безпечно вживати доочищену воду сирого?

Об'єктами нашого дослідження були 4 марки фільтрів: „Арагон”, „Анна”, „Бріта” та „Наша Вода”.

Водопровідну воду і воду, доочищену досліджуваними фільтрами, відбирали у стерильні скляні флакони і потім в лабораторії висівали в чашки Петрі глибинним способом на м'ясо-пептонний агар (МПА).

Ми визначали загальне мікробне число води, тобто кількість клітин (колонієутворюючих одиниць -КУО) сапрофітних бактерій у 1 мл.

Таблиця 1

Загальне мікробне число зразків води (КУО/мл)

| Торгова марка фільтру   | Вода водопровідна | <b>Бріта</b><br>(Термін експлуатації 5 місяців) | <b>Анна</b><br>(Термін експлуатації 6 місяців) | <b>Арагон</b><br>(Термін експлуатації 7 місяців) | <b>Наша Вода</b><br>(Термін експлуатації 5 місяців) |
|-------------------------|-------------------|---|--|--|---|
| Загальне мікробне число | 100               | 4000  | 4000   | 4800   | 6400  |
| Якість води             | Норма(N)          | 40N   | 40N  | 48N  | 64N   |

Результати показали, що за мікробіологічними показниками водопровідна вода є безпечною для здоров'я людини. А щодо фільтрів, то треба бути обережними.



**СТАН БЮВЕТІВ ШЕВЧЕНКІВСЬКОГО РАЙОНУ МІСТА КИЄВА****В. Сичевський**Київська Мала академія наук учнівської молоді  
Київський Палац дітей та юнацтва, вул.Мазепи, 13, м.Київ

Без чистої та придатної для споживання води мегаполіс не зможе проіснувати й дня. Вода – це „кров” міста, саме тому забезпечення міста питною водою – актуальна проблема на всі часи.

Останнім часом питання забезпечення міста питною водою стоїть доволі гостро: воду можна замовити, інсталювати дороге очисне обладнання для водопровідної води, що дозволить зробити її питною, чи намагатися знайти нормальний бювет чи природне джерело з водою високої якості. Замовляти воду додому дорого і не всі можуть дозволити собі використовувати таку воду у повсякденних потребах, а встановлювати спеціальне обладнання для очистки також не завжди виправдано (потребує місця і коштує від 1000 доларів). Гарним виходом є брати воду у бюветі: не потрібно платити і можна використовувати будь-яку кількість, але якість води у бюветах не завжди відповідає нормам.

Метою нашого дослідження було: визначити якість води з бюветів Шевченківського району за хімічними показниками. Для цього використовували комплект хімічних реактивів фірми La Motte. Досліди проводилися на базі лабораторії Інституту біохімії імені О.В. Палладіна НАН України.

Об'єкт роботи: артезіанська вода на території Шевченківського району. Проби було взято у шести бюветах, що розташовані на території Шевченківського району, а саме: на вулиці Герцена, Академіка Туполева, Вільгельма Піка, Печенізькій, Солянній та у бюветі у Сирецькому парку. Проби були проаналізовані за 12 параметрами: наявність нітратів, амонію, хлоридів, хлору, йонів  $\text{Cu}^{2+}$ , йонів  $\text{Cr}^{3+}$ , йонів  $\text{Fe}^{2+}$ , йонів  $\text{PO}_4^{3-}$ , рівень рН у воді, лужність та жорсткість.

У пробірки зі зразками води додавалися реактиви в певній кількості, передбаченою методиками. Вода набувала певного кольору в залежності від кількості речовини, що міститься у пробі. Кількість речовини визначалась візуальним порівнянням кольору досліджуваного зразка із кольоровою шкалою.

За результатами проведеного дослідження можна зробити наступні висновки:

Вода у більшості досліджених бюветів відповідає нормам, визначеним для питної води, за рівнем рН, вмістом хлору, і концентрацією хлорид- та нітрат-йонів.

Спостерігається незначне перевищення вмісту йонів  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ , та  $\text{Cr}^{3+}$  у бюветах по вулицях Вільгельма Піка та Солоній.

Вода бювету по вулиці Академіка Туполева має незначне перевищення за рівнем фосфатів.





## ВИДІЛЕННЯ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ БАКТЕРІЙ-ДЕСТРУКТОРІВ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН

О. Соловей

Київська Мала академія наук учнівської молоді  
Київський Палац дітей та юнацтва, вул. І.Мазепи, 13, м. Київ

Поверхнево-активні речовини — хімічні речовини, які знижують поверхневий натяг рідини, полегшуючи розтікання і знижуючи міжфазний натяг на межі двох рідин.

Водні розчини ПАР надходять у водойми разом із іншими хімічними речовинами, що входять до складу миючих засобів та пральних порошків.

Очищенню стічних вод від ПАР приділяється велика увага, тому що через низьку швидкість розкладання ПАР шкідливі результати їхнього впливу на природу і живі організми непередбачувані. Стічні води, у яких присутні ПАР, можуть викликати інтенсивний ріст рослин, що призводить до евтрофізації раніше чистих водойм.

Тому саме проблема деструкції мікроорганізмами ПАР надзвичайно актуальна.

Метою нашої роботи було виділити та дослідити мікроорганізми-деструктори поверхнево-активних речовин.

Для виділення мікроорганізмів було взято 8 зразків води з різних джерел: Русанівська протока (м. Київ), Київське водосховище (м. Вишгород), о. Мутвицьке (Київська область), р. Десна (м. Чернігів), р. Мена (Чернігівська область), р. Стрий, Чорне море (Алушта і Одеса).

Для тестування біорозкладу ПАР було взято такі миючі засоби: рідке антибактеріальне мило „Матінка природа”, рідке мило „Ніжна хвиля” та рідкий засіб для миття посуду „GALA”.

Експеримент проходив у декілька етапів:

Для отримання накопичувальної культури ми використовували картопляний відвар з додаванням миючого засобу. У стерильні пробірки вносили по 10 мл середовища, по 1 мл води кожного зразку та по 0,1 мл миючого засобу. Пробірки ставили в термостат температури 28оС.

Для отримання чистої культури бактерій було використано середовище МПА. Краплю культуральної рідини було посіяно на чашку Петрі методом виснажуючого штриха. Для визначення чистоти отриманих культур було зроблено та сфотографовано фіксовані забарвлені препарати всіх досліджуваних зразків.

Для дослідження здатності виділених чистих культур бактерій до розкладу ПАР у пробірки з 10 мл картопляного відвару було внесено по 0,1 мл зразків миючих засобів та інокулювали 1мл бактеріальних суспензій з концентрацією клітин 0,5 млрд /мл. За контроль було взято пробірки з картопляним середовищем, у яке додано миючі засоби, але без додавання суспензій мікроорганізмів. Інкубували 54 доби за температури 28оС, періодично вимірюючи рівень піноутворення миючих засобів під впливом культур бактерій), для чого кожен дослідну пробірку разом з контрольною збовтували протягом 1 хв. Потім вимірювали висоту піни у пробірках (таблиці 1, 2,3).



Таблиця 1

Піноутворення рідкого мила «Матінка природа» під впливом бактеріальних культур виділених з різних вод (мм)

| Штами мікроорганізмів          | 0  | 3 доба | 5 доба | 7 доба | 9 доба | 1 доба | 2 доба | 5 доба | 4 доба |
|--------------------------------|----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| <b>1</b> (Русанівська протока) | 39 | 37     | 36     | 31     | 25     | 17     |        | 3      |        |
| <b>2</b> ( Київське водосхов.) | 45 | 45     | 43     | 42     | 40     | 36     |        | 35     |        |
| <b>3</b> (о. Мутвицьке)        | 51 | 50     | 45     | 43     | 40     | 36     |        | 36     |        |
| <b>4</b> (р. Мена)             | 48 | 46     | 41     | 39     | 35     | 33     |        | 32     |        |
| <b>5</b> (р. Десна)            | 48 | 45     | 45     | 44     | 42     | 40     |        | 30     |        |
| <b>6</b> ( р. Стрий)           | 50 | 48     | 45     | 41     | 37     | 31     |        | 30     |        |
| <b>7</b> (Одеса)               | 45 | 44     | 38     | 34     | 30     | 28     |        | 28     |        |
| <b>8</b> (Алушта)              | 40 | 37     | 35     | 33     | 30     | 28     |        | 28     |        |
| Контроль                       | 53 | 53     | 53     | 53     | 53     | 53     |        | 53     |        |

Таблиця 2

Піноутворення миючого засобу «Gala» під впливом бактеріальних культур виділених з різних вод (мм)

| Штами мікроорганізмів           | 0  | 3 доба | 5 доба | 7 доба | 9 доба | 1 доба | 2 доба | 5 доба | 4 доба |
|---------------------------------|----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| <b>11</b> (Русанівська протока) | 41 | 39     | 36     | 33     | 30     | 30     |        | 11     |        |
| <b>12</b> ( Київське водосхов.) | 43 | 42     | 41     | 39     | 35     | 32     |        | 32     |        |
| <b>13</b> (о. Мутвицьке)        | 45 | 42     | 41     | 38     | 35     | 33     |        | 32     |        |
| <b>14</b> (р. Мена)             | 35 | 32     | 30     | 30     | 39     | 29     |        | 12     |        |
| <b>15</b> (р. Десна)            | 45 | 42     | 41     | 32     | 24     | 16     |        | 15     |        |
| <b>16</b> ( р. Стрий)           | 38 | 37     | 34     | 32     | 33     | 25     |        | 25     |        |
| <b>17</b> (Одеса)               | 43 | 41     | 31     | 28     | 25     | 14     |        | 10     |        |
| <b>18</b> (Алушта)              | 50 | 40     | 40     | 34     | 33     | 28     |        | 27     |        |
| Контроль                        | 51 | 51     | 51     | 51     | 51     | 51     |        | 51     |        |

Таблиця 3

Піноутворення миючого засобу «Ніжна хвиля» під впливом бактеріальних культур виділених з різних вод (мм)

| Штами мікроорганізмів           | 0  | 3 доба | 5 доба | 7 доба | 9 доба | 1 доба | 2 доба | 5 доба | 4 доба |
|---------------------------------|----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| <b>21</b> (Русанівська протока) | 42 | 42     | 40     | 36     | 31     | 15     |        | 11     |        |
| <b>22</b> ( Київське водосхов.) | 40 | 40     | 39     | 38     | 38     | 36     |        | 35     |        |
| <b>23</b> (о. Мутвицьке)        | 46 | 44     | 41     | 38     | 37     | 32     |        | 31     |        |



|               |    |    |    |    |    |    |    |
|---------------|----|----|----|----|----|----|----|
| 24 (р. Мена)  | 48 | 46 | 46 | 43 | 40 | 20 | 12 |
| 25 (р. Десна) | 39 | 38 | 38 | 35 | 31 | 14 | 13 |
| 26 (р. Стрий) | 50 | 48 | 45 | 37 | 35 | 32 | 32 |
| 27 (Одеса)    | 45 | 43 | 43 | 35 | 34 | 30 | 10 |
| 28 (Алушта)   | 40 | 39 | 37 | 36 | 36 | 35 | 34 |
| Контроль      | 53 | 53 | 53 | 53 | 53 | 53 | 53 |

За результатами дослідів ми з'ясували, що всі виділені бактерії були здатні до де-струкції ПАР. Бактерії, які були виділені з Русанівської протоки (штами 1, 11 та 21) однаково активно розкладали ПАР всіх зразків миючих засобів і були найактивнішими порівняно з іншими бактеріальними культурами. Наприклад, у рідкого мила «Матінка природа» на кінець експерименту висота піни становила 3 мм порівняно з початковим рівнем – 39 мм. Також активними виявилися бактерії з вод р. Мена (штами 4, 14, 24), р. Десна (штами 5, 15, 25), Чорного моря (м. Одеса) (штами 7, 17, 27) розкладаючи ПАР засобів „GALA” та „Ніжна хвиля”. Наявність таких активних до розкладу ПАР бактерій у вищезазначених місцях може свідчити про певну забрудненість цих вод. Отже ці штами бактерій, які ми визначили найактивнішими, можна використовувати для подальшого вивчення та підвищення їх активності.



UDC 576.8.095.2

## STUDYING OF BIOTECHNOLOGY FOR WASTEWATER TREATMENT FROM Cr(VI)

**Daria Lukianchenko**

National Technical University of Ukraine “Kiev Polytechnic Institute”

37 Peremogi Av., Kiev 03056

e-mail: dariyavl@gmail.com

Quick growth of industry results in considerable growth of consumption of clean drinkable and technical water, and this leads to the increase amounts of wastewater with different admixtures. Pouring them out in reservoirs causes contamination, clean fresh water resources are reducing significantly, deteriorating environment. Therefore it is very important to treat wastewater. Galvanic wastewater production, textile industry and other contain large quantities of toxic compounds of chromium (VI), which are carcinogenic, mutagenic and very dangerous for people and living organisms. Because of this it is required a quality treatment of such wastewater. There are chemical, physical and biotechnological methods of cleaning water from compounds of chromium (VI). Among these methods, biotechnology is the most interesting because it almost does not require any reagents, a lot of energy, complex mechanisms, although



the principle of cleaning from compounds of chromium (VI) is the same - to transfer them to insoluble or slightly soluble compounds of chromium (III).

Method of biological purification of wastewater from chromium (VI) was proposed by V.N. Korenkov in 1969. Author was stated the hypothesis that compounds of Cr (VI) may be donors of oxygen for microorganisms that oxidise organic compounds, so cleaning can go in anaerobic conditions, but not due to fermentation, and due to the simultaneous oxidation of organic matter and use of bound oxygen. Over time, it was received culture of microorganisms, which was able to recover chromium in anaerobic conditions. But in the beginning of the XXI century has been proven that aerobic bacteria best restores the compounds of chromium (VI). Moreover, it was found that microorganisms of active sludge can do this.

In this work the effectiveness of water purification from Cr (VI) was investigated in a model bioreactor using immobilized biocenosis with medium aeration. Oxygen of the air was used to support the redox potential environment within 150 - 50 mV. The source of carbon and electron donor was glucose. The speed of recovery of chromium (VI) reached 12 mg/(dm<sup>3</sup>·h). This recovery rate was significantly 50 times higher than during the process in obligate-anaerobic conditions.



УДК 628.35

## ПРОБЛЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ В СИСТЕМІ АНАЕРОБНО-АЕРОБНИХ БІОРЕАКТОРІВ

**М.Ю. Козар**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
03056 м. Київ, пр. Перемоги, 37  
e-mail: marinakpi@gmail.com

Присутність біогенних елементів (азот та фосфор) спричиняє бурхливий розвиток водоростей у водоймі та стає причиною вторинного забруднення води, підвищення кольоровості, температури, зниження концентрації розчиненого кисню та погіршення органолептичних показників, що не тільки ускладнює використання води для водопостачання населених місць і промислових підприємств, а також порушує природні процеси, що протікають у водоймах..

Для видалення сполук фосфору зі стічних вод можуть застосовуватися різні методи (фізико-хімічні, біологічні), проте біологічний метод очищення стічних вод від сполук фосфору має відносно низьку вартість та достатньо високу ефективність.

Біологічна очистка стічних вод від сполук фосфору ґрунтується на здатності певних груп мікроорганізмів в штучно створених екстремальних умовах (досягаються при зміні кисневих умов, в яких перебувають бактерії, з анаеробних на аеробні) вилучати з рідкої фази значно більші кількості фосфору, ніж це потрібно для утворення клітинної структури.

У результаті проведення дослідження біологічного вилучення сполук фосфору було





виявлено ряд недоліків:

1. Вимивання біомаси активного мулу;
2. Отримана біомаса повинна бути вилучена з водного середовища як можна швидше, для запобігання процесу вивільнення фосфору з клітини, що потребує слідування за об'ємом мулу на етапі відстоювання;
3. Проблема утилізації або переробки надлишкової біомаси, що містить фосфор;
4. Необхідність присутності джерела вуглецю і азоту для протікання процесу біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору;
5. Складність адаптування активного мулу до створюваних умов і змін параметрів.



Секція 2  
*«Повітря»*



## ВПЛИВ ПРИРОДИ ОКСИДУ АЛЮМІНІЮ НА АКТИВНІСТЬ СРІБНО-ОКСИДАЛЮМІНІЄВИХ КАТАЛІЗАТОРІВ У ПРОЦЕСІ СКВ NOx ЕТАНОЛОМ

Н.О. Попович, П.І. Кириєнко, С.О. Соловйов, Ю.В. Князєв

Інститут фізичної хімії ім. Л.В.Писаржевського НАН України

пр. Науки, 31, м. Київ, 03028

e-mail: nataliepopovich@mail.ru

Створення ефективних каталітичних систем для нейтралізації оксидів азоту викидних газів автотранспорту та промислових підприємств, які завдають значної шкоди навколишньому середовищу, є актуальним завданням хімічної технології [1]. Для викидів з великим надлишком кисню, наприклад викидних газів дизельних двигунів, перспективним є процес селективного каталітичного відновлення (СКВ) NOx органічними відновниками, наприклад етанолом [2].

З різноманітних каталізаторів, запропонованих для СКВ NOx оксигенатами, система Ag/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> виявилась серед найбільш активних, селективних по N<sub>2</sub> і стійких до дії парів води та SO<sub>2</sub>.

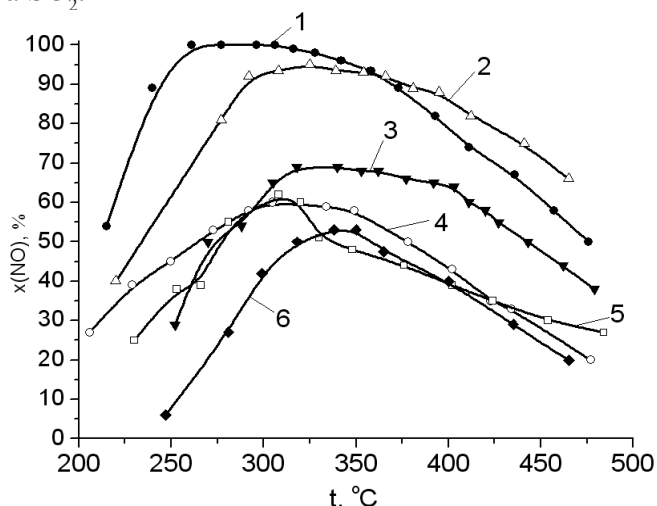


Рис. 1. Температурна залежність конверсії NO на каталізаторах: 1 - Ag/γ-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (A-1); 2 - Ag/γ-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; 3 - Ag/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>\*; 4 - Ag/χ-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (ШН-2); 5 - Ag/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>\*; 6 - Ag/θ-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. (\*- рентгеноаморфний дрібно-дисперсний оксид алюмінію, приготований шляхом прожарювання оксинітрату алюмінію при температурах 550 °С (3) і 850 °С (5)).

Активність срібно-оксидалюмінієвого каталізатора в процесі СКВ значним чином залежить від структури Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Нами було досліджено ряд каталізаторів з однаковим вмістом срібла (3%), нанесеним на різні форми Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

На рис. 1 приведено температурні залежності конверсії оксиду азоту(II) на досліджуваних каталізаторах. Склад реакційної суміші: 500 ppm NO, 1500 ppm C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH, 5% O<sub>2</sub>, решта He, об'ємна швидкість 15000 год<sup>-1</sup>.

Встановлено, що найбільш активним є каталізатор на основі γ-форми оксиду алюмінію – конверсія NO становить ≥90% в діапазоні температур 260-380 °С. Це може бути





обумовлено тим, що на поверхні  $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$  вища концентрація координаційно-ненасичених катіонів – льюїсівських кислотних центрів, на яких стабілізуються реакційно-здатні форми реагентів (нітрит-нітратні комплекси). Також це може бути обумовлено сильною взаємодією  $\text{Al}_2\text{O}_3$  зі сріблом, з утворенням складних активних центрів типу кластерів, що сприяє зниженню міцності зв'язку кисню і нітрит-нітратних комплексів з поверхнею каталізатора, підвищуючи їх реакційну здатність.

Література

1. 2nd Intern. Symp. Air Pollut. Abatem. Catal. „APAC 2010”.
2. Yeom Y.H., et al. Journal of Catalysis. V.246 (2007) P.413.



УДК 351.824.1:502.56

## ОЦЕНКА РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ПРОМЫШЛЕННЫМИ ОБЪЕКТАМИ

**И.Р. Батурина, В.И. Бендюг**

Национальный технический университет Украины

«Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: ivo4ka@bk.ru

В Украине увеличивается доля устаревших технологий и изношенного оборудования, сокращается государственное финансирование мероприятий направленных на модернизацию производственных фондов и на ремонтно-профилактические работы, постоянно снижается уровень исполнительской и технологической дисциплины, используемые технологии не отвечают современным требованиям и т.д. В связи с этим особую остроту в нашей стране приобретает проблема обеспечения безопасности жизнедеятельности в целом, т.е. защищенность производственных процессов, окружающей среды и людей от потенциальных или реальных угроз [1].

В течение 2010 года в Украине зарегистрировано 130 чрезвычайных ситуаций техногенного характера, что соответствует уровню 2009 года (130 ЧС). По масштабу ЧС техногенного характера, произошедшие в течение 2010 года, распределились на: государственного уровня - 2; регионального уровня - 4; местного уровня - 48; объектового уровня - 76. Анализ динамики возникновения ЧС техногенного характера показал, что наибольшее их количество зарегистрировано в I квартале - 46 случаев, во II квартале - 23 ЧС, III - 27, IV - 34.

С помощью созданной на кафедре кибернетики ХТП методики и разработанного на ее основе программно-вычислительного комплекса [2], был проведен расчет пожаро- и взрывоопасности низкотемпературного конвертора, задействованного в процессе конверсии окиси углерода с водяным паром при производстве синтез-газа (азотно-водородная смесь) для получения аммиака.



Таблиця 1. - Характеристика опасности объекта

| Показатель опасности               | Значение                 |
|------------------------------------|--------------------------|
| Индекс опасности давления среды    | 0,423                    |
| Индекс опасности температуры среды | 0,454                    |
| Индекс риска возникновения аварии  | 0,415                    |
| Индекс потенциального ущерба       | 0,337                    |
| Индекс пожаровзрывоопасности       | 0,853                    |
| Индекс относительной опасности     | 0,512                    |
| Индекс региональной опасности      | 0,462                    |
| Категория опасности                | Объект средней опасности |
| Масштаб опасности                  | Местный                  |

Согласно полученным показателям опасности, оцениваемый промышленный объект, может быть отнесен к объектам средней опасности по категории опасности, а по масштабу к местному уровню.

## Литература

1. Статюха Г.О. Розробка методики оцінки небезпечних видів діяльності промислових підприємств (Частина I) [Текст] / Г.О. Статюха, Т.В. Бойко, В.І.Бендюг // Екологія і ресурси. – 2003. – №7. – С. 46-55.
2. Бендюг В.І. Оцінка техногенної безпеки промислових підприємств: методологія та програмне забезпечення [Текст] / В.І. Бендюг // Зб. наук. пр. Луганського державного аграрного університету. Сер. техніч. науки. – 2004. – №40(52). – С. 366-374.



УДК 541.135

## ПРИНЦИПИ ВИБОРУ ЕЛЕКТРОДНИХ МАТЕРІАЛІВ СЕНСОРІВ З ОГЛЯДУ НА КОРОЗИЮ

**А.В. Блуденко, О.І. Букет, О.В. Ліночева**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, 03056  
e-mail: [buket@xtf.kpi.ua](mailto:buket@xtf.kpi.ua)

Корозійні процеси і хімічний опір матеріалів в електрохімічних системах сенсорів для моніторингу природних і техногенних середовищ – тема майбутньої дисертаційної роботи автора. Попередній аналіз літератури показав, що існуюча у відкритому доступі інформація відповідає загально прийнятому критерію корозійної безпеки – при корозії повільніше 0.01 мм/рік вважати вихід обладнання з ладу внаслідок її впливу невірогідним. Тобто, точні кількісні дані про більш повільні корозійні процеси в літературі практично





відсутні.

Простий розрахунок за законом Фарадея показує, що глибинному показникові швидкості корозії 0.01 мм/рік при перерахунку на залізо відповідає густина анодного струму  $i = 0.01 * 0.1 * 7.9 * 2 * 26.8 / (55.8 * 8760) = 9 * 10^{-7} \text{ А/см}^2$ ,

де 0.1 см/мм – розмірний коефіцієнт; 7.9 г/см<sup>3</sup>, 2 г-екв/моль і 55.8 г/моль – густина, число еквівалентів і молярна маса заліза; 26.8 А×год/г-екв – число Фарадея; 8760 год/рік – тривалість року в годинах.

Вище розрахована швидкість корозійних процесів на рівні 1 мкА/см<sup>2</sup> за величиною близька до швидкості струмоутворюючих процесів у перерахунку навіть не на істинну, а на геометричну площу робочого електрода амперометричного сенсора. Тобто, оцінка хімічної стійкості матеріалів лише за існуючими довідковими даними при розробці сенсорної техніки є недопустимою, оскільки фоновий струм, викликаний корозією робочого електрода, може суттєво переважати корисний аналітичний сигнал. При цьому, з точки зору метрології, нижня межа вимірювання сенсором визначається аналітичним сигналом, по відношенню до якого фоновий струм не переважає 25 %.

Таким чином, доступна на сьогодні інформація щодо корозійної стійкості металів і сплавів у більшості своїй дозволяє лише приблизно оцінити їх здатність зберегти електричний контакт між окремими елементами електрода, проте не дає ніякого уявлення про їх придатність з точки зору сенсора як засобу вимірювання.

Точніше оцінити здатність матеріалу до збереження необхідної міцності і електричних контактів дають відомості щодо кінетики корозійних процесів на ньому – тобто, серед неблагородних металів перевагу як матеріалу робочого електрода слід віддавати металам і сплавам схильним до пасивації, а для витратного допоміжного електрода – таким, що по-вільно кородують завдяки великій перенапрузі відновлення окисників.

Оскільки електрохімічна система амперометричного сенсора гальванічного типу у процесі вимірювання являє собою контактну корозійну пару, то необхідно враховувати можливість корозії допоміжного електрода за рахунок відновлення води і атмосферного кисню на електроді робочому. Априорна оцінка фонового струму такої природи проводиться у два етапи: по-перше, оцінка термодинамічної вірогідності корозії за діаграмами Пурбе для матеріалів допоміжного електрода, по-друге, оцінюється вірогідна величина фонового струму внаслідок відновлення атмосферного кисню і води з урахуванням відомостей щодо кінетики і механізму цих процесів. Такий підхід дозволяє одразу відкинути принципово непридатні електрохімічні системи та окреслити коло металів, застосування яких потребує досліджень в області їх легування з метою зміни механізму і кінетики корозійних процесів.





УДК 661.683

## РОЗРОБКА ЛІТІЙВМІЩУЮЧОГО РІДКОГО СКЛА ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА ЗВАРЮВАЛЬНИХ ЕЛЕКТРОДІВ З МЕТОЮ ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ ГЕКСАВАЛЕНТНОГО ХРОМУ В СКЛАДІ ЗВАРЮВАЛЬНОГО АЕРОЗОЛЮ

М.О. Кисельов, М.В. Скоріна, А.Ю. Марченко

Национальный технический университет Украины

«Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: xacrett@gmail.com

Зварювання є одним з найбільш затребуваних технологічних процесів, які використовуються в промисловості будівництві. Значна кількість зварювальних робіт на сьогодні виконується покритими зварювальними електродами. Ці електроди виготовляються методом екструзії пластичного покриття на металеві стрижні з наступним отвердженням покриття шляхом термічної обробки. В якості складових, які забезпечують процес екструзії сирого покриття (обмазувальної маси) і механічну міцність сирого і термообробленого покриття електродів, використовуються рідке скло – водні розчини силікатів лужних металів (натрієві, калієві, а в останні 40 років комбіновані натрієво-калієві).

Однак на сьогодні вказані лужні силікати вже не забезпечують сучасні вимоги, які перед'являються до електродів, зокрема санітарно-гігієнічні показники. Основною проблемою є великий вміст канцерогенних сполук гексавалентного хрому Cr(VI) в зварювальному аерозолі, який безпосередньо вдихається зварником під час роботи.

В рамках проведеної роботи було розроблено ряд силікатних в'язучих матеріалів з вмістом літію, зокрема подвійні та потрійні суміші з Na та K. Також було досліджено та порівняно літійвміщуюче рідке скло виробництва VanBaerle Chemi, Швейцарія.

На основі отриманих даних можна зробити висновок, що електроди з покриттям на основі рідкого скла з вмістом літію (як чисто літієві, так і змішені склади) показують значно меншу інтенсивність виділення зварювального аерозолу, і в середньому менше валове виділення аерозолу.

Також доведено, що при використанні рідкого скла, що вміщує літій, вміст сполук канцерогенного гексавалентного хрому Cr(VI) і Cr(III) значно зменшується. В табл.1 наведено експериментальні результати щодо вмісту сполук хрому в зварювальному аерозолі.

Таблиця 1 - Вміст сполук хрому в зварювальному аерозолі при використанні різних рідких стекел.

| Cr <sup>6+</sup> |          |           | Cr <sup>3+</sup> |           |            | Тип скла |
|------------------|----------|-----------|------------------|-----------|------------|----------|
| % мас            | вв, г/кг | ив, г/мин | % мас2           | вв, г/кг2 | ив, г/мин2 |          |
| 5,63             | 0.600    | 0.034     | 3.190            | 0.340     | 0.019      | LiNaK    |
| 3,92             | 0.340    | 0.018     | 4.790            | 0.410     | 0.022      | Li       |
| 3,88             | 0.300    | 0.016     | 4.530            | 0.350     | 0.019      | LiNa     |
| 6,10             | 0.640    | 0.034     | 6.180            | 0.640     | 0.034      | Na       |
| 7,48             | 0.910    | 0.049     | 5.480            | 0.660     | 0.036      | K        |



УДК 530.182

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФРАКТАЛЬНОЙ РАЗМЕРНОСТИ ГОРОДСКОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЛАНДШАФТА

**В.И. Годзевич, А.М. Шахновский, Г.А. Статюха**

Национальный технический университет Украины

«Киевский политехнический институт»

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: xtfkpi@gmail.com

Одним из инструментов, позволяющих анализировать современное состояние природных объектов, обусловленность их развития экологическими особенностями территории и антропогенной нагрузкой, является фрактальный анализ[1]. Данный метод позволяет оценить характер самоподобия природного объекта, раскрыть его фрактальные свойства. Подобный подход может быть применен при анализе участков природных объектов[2], демонстрирующих свойства самоподобия в относительно широком диапазоне характерных масштабов.

Целью работы являлось изучение фрактальных свойств экологического ландшафта на примере города Киева. Такие исследования, помимо теоретического интереса, стимулированы практической необходимостью. В последнее время становится очевидной потребность в тщательном анализе экологических опасностей, провоцируемых человеком посредством влияния техногенных объектов и процессов на территориях городов. Киев, к сожалению, для его жителей, является показательным полигоном для таких исследований.

Для проведения фрактального анализа был применён численный алгоритм, вследствие неприменимости аналитического метода алгоритма. При использовании традиционного способа вычисления размерности было обнаружено, что неопределенность в выборе участка аппроксимации зависимости числа ячеек покрытия фрактала от размера ячейки приводит к неопределенности в выборе значения размерности, которое можно трактовать как характеристику фрактальных свойств объекта. Для устранения описанного недостатка численного алгоритма был проведён сравнительный анализ зависимости размерности от максимального значения участка аппроксимации  $D(\epsilon_{max})$  для различных минимальных значений  $\epsilon_{min}$  с целью нахождения некоторого множества отрезков. На графике зависимости  $D(\epsilon_{max})$  этому набору отрезков соответствует горизонтальный участок. Проводя усреднение размерности по этому участку, можно получить значение размерности, вычисленное с учетом неоднородности природных фракталов и ограниченного интервала их пространственного самоподобия. Использование в качестве тестовых наборов данных изначально непрерывных выявило близкий характер зависимости  $D(\epsilon_{max})$ , что позволяет сделать вывод о возможности применения предложенного в работе метода для фрактального анализа урбанизированных самоподобных структур и использования полученного этим методом усредненного значения размерности в качестве характеристики фрактальных свойств объекта. Путём сравнения показателей локальных зон и данных об источниках загрязнений в этих зонах, авторы предполагают, что зоны имеющие наименьший показатель фрактальной размерности имеют тенденцию к повышению загрязненности. Предполагаемая закономерность, безусловно, нуждается в дальнейшей проверке на других территориях.

Литература

1. Короновский А.А., Трубецков Д.И. Нелинейная динамика в действии: Как идеи

нелинейной динамики проникают в экологию, экономику и социальные науки. Саратов: Изд-во ГосУНЦ «Колледж», 2002.

2. Яшков И.А., Иванов А.В. Изучение эрозионной сети с помощью фрактального анализа // Недра Поволжья и Прикаспия. 2005. Вып. 44. С. 49.



УДК 621.928.9

## ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ АЭРОДИСПЕРСНОЙ СИСТЕМЫ, ПУТЕМ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

П.А. Мельников, А.А. Соболев

Тольяттинский государственный университет  
ул. Белорусская, 14, г. Тольятти, 445667  
e-mail: topavel@mail.ru

Для эффективной борьбы с распространением аэродисперсной системы в промышленном помещении необходимо понимать законы ее формирования и распространения. Поэтому весьма перспективным является проведение исследований, направленных на создании механико-математической модели, адекватно описывающей процесс формирования и распространения аэродисперсной системы.

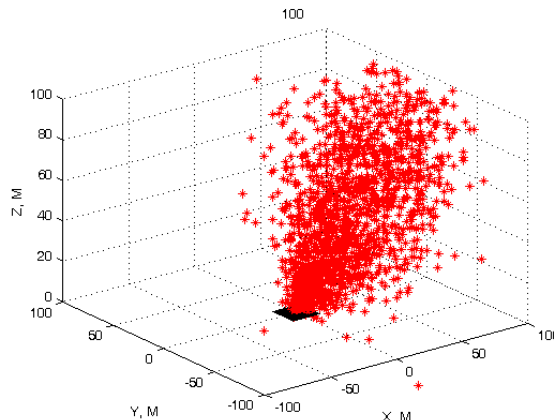


Рис. 1. Результаты расчета математической модели, связывающей аэродинамические характеристики дисперсных систем с процессом их распространения при следующих параметрах:  $V_x = 1$  м/с;  $V_y = 0$  м/с;  $V_z = 1$  м/с;  $J = 20$  1/с;  $V_{вет} = 2$  м/с;  $t = 100$  с.

При разработке математической модели в решения поставленной задачи был использован следующий подход:

1. Математически аэродисперсная система представлялась как  $n$ -мерный массив данных, где каждый элемент это матрица упорядоченных данных, характеризующих текущее положение, физико-механические и динамические характеристики элементарных частиц аэродисперсной системы.



2. В модели для упрощения расчетов был принят точечный источник формирования аэродисперсной системы с параметром  $J$  (1/с), отражающим интенсивность формирования элементарных частиц.

3. Математическая модель динамична во времени с регулируемым шагом вычисления (по умолчанию шаг вычисления  $dt = 1$  сек).

4. Исходными данными в модели на данном этапе являются:

$V_{xi}$  – проекция начальной скорости элементарной частицы на ось  $X$ , м/с;

$V_{yi}$  – проекция начальной скорости элементарной частицы на ось  $Y$ , м/с;

$V_{zi}$  – проекция начальной скорости элементарной частицы на ось  $Z$ , м/с;

$V_{ветi}$  – интегральный показатель аэродинамической характеристика элементарной частицы, м/с;

$J$  – интенсивность образования новых элементарных частиц аэродисперсной системы, 1/с;

$t$  – интервал времени, в течении которого происходит моделирование процесса формирования и распространения аэродисперсной системы, с;

$dt$  – шаг вычислений, с.

На рисунке 1 представлен пример расчета математической модели.

Литература

1. Соболев А.А. Совершенствование методов уборки осевшей пыли в литейном производстве с целью улучшения условий труда : автореферат дис. кандидата технических наук : 05.26.01 / А. А. Соболев. - Москва, 2007. - 21 с.



УДК 541.138.2

## ВЫБОР ЭЛЕКТРОЛИТА ДЛЯ ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРА В ВОЗДУХЕ

**А.В. Нагорный О.В. Линючева**

Национальный технический университет Украины

“Киевский политехнический институт”

пр. Победы, 37, г. Киев, 03056

e-mail: al\_chemist@meta.ua

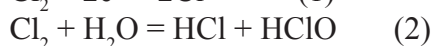
При создании электрохимической системы для амперометрического сенсора хлора важным является выбор электролита, который должен отвечать следующим требованиям:

- сохранять гомогенность раствора в широких диапазонах температур и влажности атмосферного воздуха;
- иметь высокую электропроводность;
- обладать низкой агрессивностью по отношению к конструкционным и каталитическим материалам сенсора;
- быть химически устойчивым.

Исходя из вышеперечисленных требований, а также с учетом целевой реакции вос-

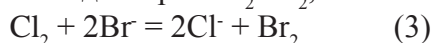


становлення хлора на каталитически активном газодиффузионном рабочем электроде,



(1), были выбраны электролиты на основе растворов LiCl, LiBr, LiI и LiNO<sub>3</sub>. Поскольку в электролите возможна реакция диспропорционирования (2), электролит должен быть подкисленным. Также влияет на возможность использования в качестве электролита в электрохимической системе по определению хлора в воздухе, летучесть кислот, а именно HCl, HBr, HI и HNO<sub>3</sub>. В приведенном ряду кислот наиболее летучей является соляная, поэтому pH электролита на основе LiCl необходимо поддерживать ~2, иначе испарение соляной кислоты приведет к значительным потерям электролита. Электролит на основе LiNO<sub>3</sub> может быть с pH ~ 0, так как азотная кислота наименее летуча из ряда кислот.

В системах с электролитами на основе LiBr и LiI восстановление хлора протекает с участием медиаторов Br<sub>2</sub> и I<sub>2</sub>, соответственно, (3),(4).



Промежуточные реакции уменьшают быстродействие электрохимических систем, увеличивая τ<sub>0,9</sub>, и влияют на величину фоновых токов и тока отклика. В ряду электрохимических систем с электролитами на основе LiCl, LiBr и LiI величина фоновых токов и тока отклика увеличивается, но и величина τ<sub>0,9</sub> также возрастает.

Исследования показали возможность применения электролитов на основе галогенидов и нитрата лития в газовых сенсорах для определения хлора. Специфические особенности электрохимических систем с различными электролитами позволяют выбрать наиболее эффективную систему для различных условий и требований к мониторингу воздушной среды. Возможны комбинации сенсоров, с разными электролитами, которая позволяет определять хлор с максимальной скоростью обнаружения в широком диапазоне концентраций от мг/м<sup>3</sup> до г/м<sup>3</sup>, охватывая три порядка.



УДК 579.017:8620.952

## БИОЛОГІЧНА УТИЛІЗАЦІЯ CO<sub>2</sub> ШЛЯХОМ КУЛЬТИВУВАННЯ МІКРОВОДОРСТЕЙ

**Н.В. Пересипкіна**

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

03056, м. Київ, пр. Перемоги, 37

e-mail: kota\_nata91@mail.ru

Фізико-хімічні методи утилізації CO<sub>2</sub> – дорогі і енергозатратні. При їх застосуванні виникає проблема подальшого зберігання вуглекислого газу, а також утилізації абсорбентів.

Пропонується використовувати мікробіодорості для зменшення кількості CO<sub>2</sub>. У процесі фотосинтезу, використовуючи енергію світла, мікробіодорості поглинають парнико-





вий вуглекислий газ та виділяють кисень, нарощуючи біомасу (CO<sub>0,48</sub>H<sub>1,83</sub>N<sub>0,11</sub>P<sub>0,01</sub>).

При цьому константа рівня фіксації CO<sub>2</sub> складає  $K = 1,89$ , тобто у водоростей набагато вищі темпи росту і здатність до фіксації CO<sub>2</sub> у порівнянні з іншими рослинами [1].

Використання водоростей є економічно вигідним завдяки можливості подальшого виробництва з біомаси біопалива та інших біопродуктів. При цьому хімічний склад водоростей можна змінювати в широкому діапазоні, залежно умов культивування.

Мікроскопічні водорості здатні засвоювати CO<sub>2</sub> з різних джерел: з атмосфери, з промислових викидів газів і розчинних карбонатів (NaHCO<sub>3</sub> або Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) [2].

Атмосферне повітря містить від 0,03 до 0,06% за об'ємом вуглекислого газу. Це обмежує і сповільнює нарощування біомаси водоростей.

Дуже перспективним є культивування мікроводоростей з використанням промислових викидів газів, які містять від 3 до 20 % CO<sub>2</sub>. Їх внесок у повну світову емісію CO<sub>2</sub> складає приблизно 7 %. Завдяки толерантності багатьох видів водоростей до відносно високих температур, можна скоротити витрати на охолодження промислових викидів. Деякі види *Chlorella* можуть рости за температури до 42 °C і при подачі повітря з концентрацією CO<sub>2</sub> більшою за 40% за об'ємом [3].

Багато видів мікроводоростей здатні використовувати карбонати, такі як Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> й NaHCO<sub>3</sub> для росту та поділу клітини. Це надає ряд переваг у їх використанні. По-перше, промислові викиди вуглекислого газу, здійснені у нічний час, можуть бути перетворені в солі карбонату і збережені для використання водоростями вдень. По-друге, через обмежену кількість видів мікроорганізмів, що можуть існувати за високих концентрацій карбонату, знижується потреба у асептиці. По-третє, більшість цих видів культивують за високих значень рН.

Крім того, можна об'єднати метод утилізації CO<sub>2</sub> промислових викидів за допомогою мікроводоростей з очисткою стічних вод, що зробило б його більш економічно й екологічно життєздатним, завдяки заощадженню в споживанні поживних речовин і водних ресурсів для культивування.

#### Література

1. Chisty, Y. Biodiesel from microalgae // *Biotechnol. Adv.* 25: 2007. – pp. 294–306.
2. Liam Brennan, Philip Owende. Biofuels from microalgae // *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 14: 2010. – pp. 557–577.
3. Wang B., Li Y., Wu N. and Christopher Q. Lan. CO<sub>2</sub> bio-mitigation using microalgae // *Applied Microbiology Biotechnology.* 79: 2008. – pp. 707–718.





УДК 621.928.37

## ОЧИСТКА ГАЗОВ И СЕПАРАЦИЯ ТВЕРДЫХ ЧАСТИЦ В ПРЯМОТОЧНЫХ ЦИКЛОНАХ

**К.Б. Шкварун, С.В. Плашихин, Ю.А.Безносик**  
Национальный технический университет Украины  
«Киевский политехнический институт»  
пр. Победы, 37, г. Киев, 03056  
e-mail: K0styan@i.ua

В настоящее время вихревые пылеуловители широко применяются в разных отраслях промышленности, так как обладают рядом преимуществ, самое основное из которых – высокая эффективность пылеулавливания (до 99,5%). Теория и расчет противоточных циклонов, широко применяемых в различных отраслях техники, разработаны и освещены в многочисленных изданиях отечественной и зарубежной научно-технической литературы. Значительно меньше освещены эти вопросы применительно к прямоточным циклонам. Поэтому целесообразно рассмотреть математическую модель и методику расчета движения и сепарации пылевых частиц в прямоточном циклоне.

Известно, что эффективность пылеулавливания снижается из-за выноса мелких частиц твердого материала, который скапливается в приосевой зоне аппарата. Для предотвращения этого нежелательного эффекта предложено встроить в центральную зону циклона дополнительный фильтр [1, 2]. Такой аппарат получил название – циклофильтр.

Циклофильтр работает следующим образом: воздушный поток заходит равномерно через входные патрубки, далее под действием центробежных сил запыленный поток сепаруется, твердые частицы через жалюзийный элемент выпадают в изолированный щелевой зазор циклофильтра и выводятся в бункер. Очищенный закрученный поток проходит внутрь циклофильтра и поступает на тонкую очистку в гофрированный фильтр-патрон.

Форма и размеры такого фильтра были определены путем использования математической модели, учитывающей влияние частиц на газовый поток. В качестве исходной была принята модель взаимопроникающих континуумов. При помощи этой модели гидродинамическая обстановка в циклоне со встроенным фильтром описывается системой уравнений:

- уравнением неразрывности;
- уравнением сохранения импульса;
- уравнением энергии;
- уравнением притока тепла.

Программная реализация предложенной математической модели для расчета движения и сепарации твердых частиц в прямоточном циклоне была осуществлена в среде Microsoft Visual Studio 2010.

Были рассчитаны значения скоростей газового потока и частиц в вихревом пылеуловителе, на основе которых построены линии тока и получены зависимости, позволяющие определить размеры встроенного фильтра.

### Литература

1. Плашинин С.В., Павлинский Ю.Н., Павлинский П.Ю., Серебрянский Д.А., Безносик Ю.А. Разработка и моделирование циклофильтра для очистки газовых сред. Восточно-Европейский журнал передовых технологий, 2010, № 4/8 (46). – с. 42-44.



2. Безносик Ю.А., Плашихин С.В., Серебрянский Д.А. Исследование работы циклофилтра для очистки газовых выбросов. Журнал «Современная лаборатория», №2, июль / сентябрь 2010. – с. 29 – 31.



УДК 621.928.9

## ВЛИЯНИЕ ВЛАЖНОСТИ ИСХОДНОГО МАТЕРИАЛА НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОСАЖДЕНИЯ В ВОСХОДЯЩЕМ ВЕРТИКАЛЬНОМ ПОТОКЕ

**А.А. Соболев, П.А. Мельников**

Тольяттинский государственный университет  
ул. Белорусская, 14, г. Тольятти, 445667  
e-mail: Docent@tlt.ru

От влажности материала зависит весовая концентрация и, в связи с этим, эффективность осаждения. Поэтому большое практическое значение имеет установление предельной влажности материала, допускающей применение пневматического метода разделения сыпучего материала без его предварительной сушки, которая обуславливает дополнительные эксплуатационные затраты и повышение себестоимости продукции.

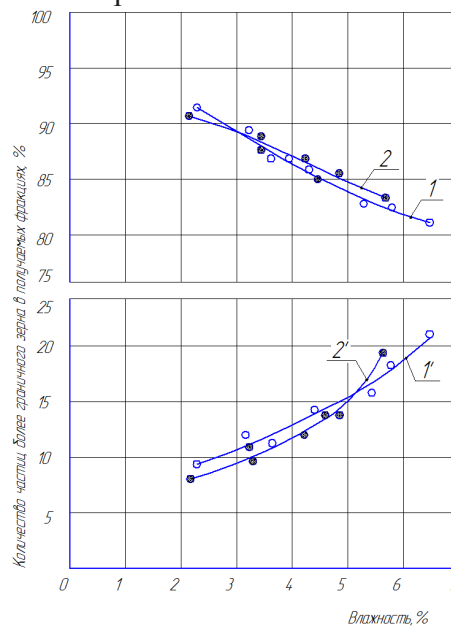


Рисунок – Содержание частиц более граничного зерна в зависимости от влажности исходного материала. 1 и 1' - граница разделения 1,25 мм. 2 и 2' - граница разделения 0,63 мм

При высокой влажности материала частицы слипаются, образуя агрегаты. Если по-

следние по своим размерам соответствуют крупным частицам исходного материала, то они попадают в крупную фракцию. В дальнейшем, при транспортировке и подсушке, эти агрегаты снова распадаются на частицы мельче граничного зерна, а от крупных частиц отделяются налипшие пылевидные частицы, вследствие чего крупная фракция засоряется.

Не представляется возможным заранее рассчитать степень засоренности продукта пневматической классификации в зависимости от влажности исходного материала. По этой причине возникла необходимость установления предельно допустимой влажности материала экспериментальным путем. Исследованиями выявлено влияние влажности материала на качество получаемого продукта. При этих исследованиях подбирались оптимальная скорость воздушного потока.

На рисунке показана зависимость количества частиц крупнее граничного зерна, в зависимости от влажности исходного материала при разделении сыпучего материала по крупности. В исходном материале частиц крупностью 1,25-5 мм содержалось 38,3%; 0,63-5 мм – 57,1%; 0,14-1,25 мм – 42,6%; 0,14-0,63 мм – 23,8%; 0-0,14 мм – 19,1 %. Исследования проводились при весовой концентрации 1,3.

Кривые 1 и 1' показывают количество зерен +1,25 мм в крупном (верхняя кривая) и мелком (нижняя кривая) материалах. Возможность точности расчетов осуществима при влажности исходного материала до 4,7%.

#### Литература

1. Андоньев, С.М. Пылегазовые выбросы предприятий черной металлургии / С. М. Андоньев, О. В. Филиппо. - Харьков: Металлургия, 1998. - 246 с.
2. Потапов, В.А. Обобщенный метод расчета скорости витания частиц порошкообразных материалов / В. А. Потапов // Сб. Санитарная техника. - 1975. - №15.



УДК 504.064.2:655(477)

### **ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ВПЛИВ ВИКИДІВ ВІД ОСНОВНОГО ВИРОБНИЦТВА ТОВ «ІМПРЕС» НА СТАН АТМОСФЕРНОГО СЕРЕДОВИЩА Л.Б. Ящук**

Черкаський державний технологічний університет  
18006; м. Черкаси, бульвар Шевченко, 460  
e-mail: yashchuk@yandex.ru

Поліграфічна промисловість – це досить велика підгалузь целюлозно-паперової промисловості, що відноситься до видавничої діяльності, яка на сучасному етапі розвитку широко розвивається, набуває великих масштабів і поширення по всіх областях і регіонах України. Підприємства цієї галузі чинять значний негативний вплив на навколишнє природне середовище. Головним чином, це викиди шкідливих речовин в атмосферне середовище [1]. В місті Черкаси розміщено декілька підприємств поліграфічної промисловості, серед яких ТОВ «Імпрес». Підприємство спеціалізується на випуску друкованої продукції



у вигляді самоклеючого паперу або самоклеючої плівки.

Джерелом найбільшої кількості викидів на підприємстві є безпосередньо друкарський цех, де встановлені машини флексографічного друку (5 од.), які обладнані місцевими відсмоктувачами шкідливих речовин, які викидають в атмосферне повітря.

Основне виробництво супроводжується значними викидами забруднюючих речовин в атмосферу. Співвідношення забруднюючих речовин, що викидаються в атмосферу представлено на рисунку 1.

Друкарський цех є джерелом викидів таких речовин як аміак, формальдегід, оцтова кислота і етиловий спирт. У процесі виготовлення друкарських форм виділяються такі речовини як ксилол, бензол, стирол та фенол. На дільниці підготовки матеріалів для друку, а зокрема, фарб і циліндрів, у атмосферне повітря виділяються аміак і етиловий спирт. На дільниці мийки та очистки циліндрів відбувається викид ксилолу. Згідно технічної та звітної документації підприємства, перевищення встановлених лімітів на викид забруднюючих речовин у 2010 році не спостерігалось [2]. Але, зважаючи на склад викидів та враховуючи, що на ТОВ «Імпрес» відсутнє локальне газоочисне обладнання, що може зумовити викид у атмосферу значної кількості забруднюючих речовин, повністю безпечним для навколишнього середовища підприємство вважати не можна.

#### Література

1. Дурняк Б. В. Видавнича справа та поліграфічна діяльність в Україні: Л. Українська академія друкарства, 2009. – 150 с.
2. Звіт інвентаризації викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря для ТОВ «Імпрес» м. Черкаси. : Черкаси. – 2010 р.



## МІКРОБІОЛОГІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВІТРЯ ВІДКРИТОГО ПРОСТОРУ

**А. Менайлова**

Київська Мала академія наук учнівської молоді  
Київський Палац дітей та юнацтва, вул. І.Мазепи, 13, м.Київ

Атмосферне повітря постійно забруднюється часточками ґрунту, що зриваються вітром з поверхні землі (пилом), краплинками води, з ними до повітря потрапляють мікроорганізми. Серед додаткових домішок, особливо у містах, в повітрі часто зустрічаються найдрібніші частинки сажі, автомобільних шин, асфальту тощо. Все це утворює „аерозоль”, який переміщується в повітрі у горизонтальному і вертикальному напрямках. Мікроорганізми (бактерії, спори стрептоміцетів і грибів) підіймаються в повітря разом з пилом, і тому мікробіологічне забруднення повітря певним чином корелює з пиловим забрудненням і при надмірному вмісті мікроорганізмів, рівно як і при пиловому, такі „аерозолі” не є безпечними для здоров'я людей.

Метою нашого дослідження було визначення розповсюдження мікроорганізмів у вертикальному напрямку від поверхні землі і впливу опадів на вміст мікроорганізмів в повітрі. Ми визначали вміст сапрофітних мікробів в  $1 \text{ м}^3$ , тобто загальне мікробне число



повітря (ЗМЧ), кількість мікробів позначається КУО (колонієутворюючі організми).

Дослідження проводили наприкінці жовтня за умов довготривалої сухої погоди і на початку грудня після снігопаду.

Експеримент виконували методом седиментації на поверхню середовища м'ясопептонний агар (МПА) в чашках Петрі.

Через кожні 3 поверхи 21-поверхового будинку відбирали проби повітря, потім інкубували їх за температури 28°C. Розрахунки ЗМЧ ми робили за формулою В.Л.Омелянського

Результати показали, що за умов сухої погоди кількість мікробів на відстані від поверхні землі до 13 поверху (біля 40м) зменшувалась від 22 000 до 17 000 КУО/м<sup>3</sup>. ЗМЧ повітря від 16 до 21 поверху (48-63м) вже було значно меншим і становило 7000-9000 КУО/м<sup>3</sup>. Але відносно орієнтовних оцінок, мікробне і пилове забруднення повітря в цьому місці Деснянського району виявилось надто високого рівня.

Після першого снігопаду експеримент було повторено. Результати показали, що снігопад очистив повітря від мікробів до 1 500 КУО/м<sup>3</sup> тільки на рівні від 10 до 21 поверху (30-60 м від поверхні землі), а від 1 до 7 поверху (до 20м) ЗМЧ повітря залишилось майже незмінним. Враховуючи ці дані і дані попереднього експерименту у суху погоду і відсутність опадів тривалий час, можна переконатися, що пилове і мікробне забруднення повітря було настільки значним, що перший снігопад не зменшив його на відстані від землі до 20 м.



