



## **IV Міжнародна науково-практична конференція**

# **«ПЕРСПЕКТИВИ МАЙБУТНЬОГО ТА РЕАЛІЇ СЬОГОДЕННЯ В ТЕХНОЛОГІЯХ ВОДОПІДГОТОВКИ»**

*Київ НУХТ 2022*

***МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ***

***НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ***

***ІНСТИТУТ КОЛОЇДНОЇ ХІМІЇ ТА ХІМІЇ ВОДИ  
ім. А.В. ДУМАНСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК  
УКРАЇНИ***

***АСОЦІАЦІЯ ВИРОБНИКІВ МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД  
УКРАЇНИ***

**ІV МІЖНАРОДНА**

**НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ**

**ПЕРСПЕКТИВИ МАЙБУТНЬОГО ТА  
РЕАЛІЇ СЬОГОДЕННЯ В ТЕХНОЛОГІЯХ  
ВОДОПІДГОТОВКИ**

**25-26 жовтня 2022 р.**

**Київ НУХТ 2022**

*MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF UKRAINE*

*NATIONAL UNIVERSITY OF FOOD TECHNOLOGIES*

*A.V. DUMANSKY INSTITUTE OF COLLOID CHEMISTRY AND  
WATER CHEMISTRY*

*NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF UKRAINE*

*ASSOCIATION OF MINERAL AND DRINKING WATER PRODUCERS  
OF UKRAINE*

**THE 4TH INTERNATIONAL SCIENTIFIC AND  
TECHNICAL CONFERENCE**

**FUTURE PROSPECTS AND REALITY  
TOWARDS WATER TREATMENT  
TECHNOLOGIES**

**October 25-26, 2022**

**KYIV NUFT 2022**

ISBN 978-966-612-282-0

Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції "Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки", 25-26 жовтня 2022 р. – К.: НУХТ, 2022. –171 с.

Proceedings of the 4<sup>th</sup> International scientific and technical conference "**Future prospects and reality towards water treatment technologies**", October 25-26, 2022. – K.: NUFT, 2022. – 171 p.

Подано сучасні підходи до вирішення питань технології підготовки питної води. Означено актуальні питання впливу фізико-хімічних властивостей води на процеси водопідготовки, інноваційні підходи до вирішення проблем якості та безпечності питної води, підвищення ефективності процесів її підготовки. Розглянуто аспекти водопідготовки у харчових виробництвах.

The modern approaches to solving drinking water treatment technology issues are presented. Current issues of water physical and chemical properties influence on water treatment processes, innovative approaches to solving problems of drinking water quality and safety, and increasing the efficiency of water preparation processes are identified. Food production water treatment aspects are considered.

***Редакційна колегія: д.т.н., проф. О.Ю. Шевченко, к.т.н., доц. С.В. Токарчук,  
д.т.н., проф. Н.А. Гусятинська, д.х.н., проф. Н.А. Мєшкова-Клименко,  
д.х.н, с.н.с. М.В. Мілюкін, д.х.н., с.н.с. Л.О. Мельник,  
к.т.н. Н.М. Чернова (відповідальний секретар)***

*Рекомендовано Вченою радою НУХТ Протокол № 2 від 29.09.2022 р.  
Матеріали конференції видано в авторській редакції*

## **Організаційний комітет конференції:**

### **Голови оргкомітету**

**Шевченко О.Ю.** – ректор Національного університету харчових технологій, д.т.н., професор.

**Гончарук В.В.** – директор Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, академік НАН України, д.х.н., професор.

### **Заступники голови**

**Токарчук С.В.** – проректор з наукової роботи НУХТ, к.т.н., доц.

**Гусятинська Н.А.** – завідувач кафедри технології цукру і підготовки води, д.т.н., професор.

**Мєшкова-Клименко Н.А.** – завідувач відділу сорбції та біології очистки води Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н., професор.

**Бамбура О.Ф.** – виконавчий директор Асоціації виробників мінеральних та питних вод України.

### **Секретарі конференції**

**Чернова Н.М.** – доцент кафедри технології цукру і підготовки води НУХТ, к.т.н.

**Деремешко Л.А.** – науковий співробітник Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, к.х.н.

### **Члени технічного комітету**

**Кочубей-Литвиненко О.В.** – директор Навчально-наукового інституту харчових технологій НУХТ, д.т.н.

**Мілюкін М.В.** – заступник директора з наукової роботи Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н., старш. наук. співроб.

**Мельник Л.О.** – заступник директора з наукової роботи Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н., старш. наук. співроб.

**Зуй О.В.** – старш. наук. співроб. Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н.

**Міщук Н.О.** – завідувач відділу електрохімії та адсорбції на мінеральних сорбентах Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н., проф.

**Пшинко Г.М.** – завідувач відділу аналітичної та радіохімії Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, д.х.н., проф.

**Маринін А.І.** – завідувач Проблемної науково-дослідної лабораторії НУХТ, к.т.н., старш. наук. співроб.

**Ободович О.М.** – завідувач відділу тепломасообміну в дисперсних системах Інституту технічної теплофізики НАН України, д.т.н., гол. наук. співроб, старш. наук. співроб.

**Болгова О.С.** – н.с. відділу хімії, фізики та біології води Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, к.т.н.

## ЗМІСТ

<b>Секція 1. Інноваційні підходи до вирішення проблем якості та безпечності питної води.....</b>	<b>15</b>
<b>ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД ЕКОЛОГІЧНО-БЕЗПЕЧНИМИ РЕАГЕНТАМИ</b>	
<b>Марія Саприкіна, Олена Болгова, Людмила Мельник, Владислав Гончарук</b> <i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>16</b>
<b>ЕЛЕКТРОАКТИВОВАНА ВОДА ТА ЇЇ РЕЛАКСАЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ</b> <b>Олександр Шевченко, Андрій Маринін, Владислав Шпак, Роман Святненко</b> <i>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	<b>20</b>
<b>A DRINKING WATER QUALITY INDEX: A USEFUL TOOL FOR INTEGRATED ASSESSMENT OF DRINKING SOURCE SUITABILITY</b> <b>Larysa Voitenko<sup>1</sup>, Anastasia Hats<sup>1</sup>, Bogdan Skrypets<sup>1</sup>, Andrii Voitenko<sup>2</sup></b> <i><sup>1</sup>National University of Life and Environmental Sciences, Kyiv, Ukraine</i> <i><sup>2</sup>National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine.....</i>	<b>23</b>
<b>ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЯКОСТІ ПИТНИХ ВОД РІЗНОГО ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ КОМПЛЕКСНОГО БІОТЕСТУВАННЯ</b> <b>Віталій Коваленко, Андрій Головков</b> <i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського Національної академії наук України, Київ, Україна.....</i>	<b>26</b>
<b>ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ВИСОКОТЕХНОЛОГІЧНИМИ СОРБЦІЙНИМИ МАТЕРІАЛАМИ</b> <b>Любов Пузирна, Світлана Кобець, Віктор Демченко, Галина Пшинко</b> <i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>29</b>
<b>ПОРІВНЯННЯ ЯКОСТІ ДЕМІНЕРАЛІЗОВАНОЇ ВОДИ, ОТРИМАНОЇ КОМБІНАЦІЄЮ МЕТОДІВ- RO-RO ТА RO-EDI</b> <b>Ярослав Барашовець<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>2</sup>, Марія Чиренко<sup>2</sup></b> <i><sup>1</sup>ТОВ "Системи чистої води", Київ, Україна</i> <i><sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	<b>32</b>
<b>ДОСЛІДЖЕННЯ БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ НА КУЛЬТУРІ КЛІТИН НИРОК ЛЮДИНИ IN VITRO</b> <b>Майя Верголяс, Наталія Дмитруха, Тамара Чуй, Олена Брантова, Тетяна Стрелківська</b> <i>Державна установа «Інститут медицини праці імені Ю.І. Кундієва НАМН України».....</i>	<b>35</b>
<b>ВИКОРИСТАННЯ КОМПОЗИТНОГО МІКРОФІЛЬТРА З ФІЗІОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИХ МАТЕРІАЛІВ У ДЕФЕРИТИЗАЦІЇ АРТЕЗІАНСЬКОЇ ВОДИ</b> <b>Маргарита Балакіна, Ольга Семінська</b> <i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>37</b>
<b>ДИНАМІЧНА МЕМБРАНА З ГЛАУКОНІТУ В ЗНЕЗАЛІЗНЕННІ ПИТНОЇ ВОДИ</b> <b>Ольга Семінська, Маргарита Балакіна</b> <i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>40</b>

<b>ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ СОРБЦІЇ БРОМІД-ЙОНІВ АКТИВОВАНИМ ВУГІЛЛЯМ ПРИ ПІДГОТОВЦІ ПИТНОЇ ВОДИ</b>	
<b>Юлія Мазна, Олег Зуй</b>	
<i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>43</b>
<b>THEORETICAL ANALYSIS OF THE SURFACE ACTIVITY OF PROTEINS IN WATER: ADSORPTION ISOTHERM FOR BOVINE SERUM ALBUMIN AT THE AIR-WATER INTERFACE</b>	
<b>Eugene V. Aksenenko<sup>1</sup>, Georgi Gochev<sup>2</sup>, Dorota Gawel<sup>2</sup>, Jan Zawala<sup>2</sup>, Nataliya O. Mishchuk<sup>1</sup>, Volodymyr I. Kovalchuk<sup>3</sup>, Reinhard Miller<sup>4</sup></b>	
<i><sup>1</sup>A.V. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Chemistry of Water, National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine</i>	
<i><sup>2</sup>Jerzy Haber Institute of Catalysis and Surface Chemistry, Polish Academy of Sciences, Krakow, Poland</i>	
<i><sup>3</sup>F.D. Ovcharenko Institute of Biocolloid Chemistry, National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine</i>	
<i><sup>4</sup>Technical University Darmstadt, Germany.....</i>	<b>45</b>
<b>ПЕРЕВАГИ ЗАСТОСУВАННЯ ПОЛІОКСИХЛОРИДУ АЛЮМІНІЮ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ</b>	
<b>Наталія Гусятинська, Оксана Деменюк</b>	
<i>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	<b>48</b>
<b>ІННОВАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД</b>	
<b>Олександр Квартенко</b>	
<i>Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, Україна.....</i>	<b>51</b>
<b>ТЕХНОЛОГІЯ ТА МЕТОДИ СТАБІЛІЗАЦІЙНОЇ ОБРОБКИ ПІДЗЕМНИХ ВОД</b>	
<b>Олександр Квартенко, Микола Логінов, Назар Демедюк</b>	
<i>Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, Україна.....</i>	<b>55</b>
<b>УМОВИ ТА ВИМОГИ ДО ОДЕРЖАННЯ БІОЛОГІЧНО СТАБІЛЬНОЇ ПИТНОЇ ВОДИ З ВІДКРИТИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ</b>	
<b>Наталія Клименко, Людмила Савчина</b>	
<i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>57</b>
<b>MAGNETIC Zn, Al-LAYERED DOUBLE HYDROXIDE INTERCALATED WITH CHELATING AGENTS FOR FAST AND EFFICIENT UPTAKE U(VI) FROM ENVIRONMENTAL AND WASTEWATERS</b>	
<b>Natalia Kobylinska, Liubov Puzyrnaya, Galina Pshinko</b>	
<i>A.V. Dumansky Institute of Colloid and Water Chemistry NAS of Ukraine, Ukraine.....</i>	<b>59</b>
<b>ОЧИЩЕННЯ ДНІПРОВСЬКОЇ ВОДИ МІКРОФІЛЬТРАЦІЙНИМИ МЕМБРАНАМИ З ГЛИНИСТИХ МІНЕРАЛІВ ІЗ БІОТЕСТУВАННЯМ ЯКОСТІ ОДЕРЖАНОГО ФІЛЬТРАТУ</b>	
<b>Тетяна Дульнева, Людмила Деремешко, Алла Нанієва</b>	
<i>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....</i>	<b>61</b>
<b>ДОСВІД ПРОВЕДЕННЯ ПРОБНОЇ ФЛОКУЛЯЦІЇ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ РОБОТИ КОЛОННОЇ СТАНЦІЇ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ</b>	
<b>Дмитро Чарний<sup>1</sup>, Наталія Чернова<sup>2</sup></b>	
<i><sup>1</sup>Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України, Київ, Україна</i>	
<i><sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	<b>63</b>

**POTENTIOMETRIC AND DIFFUSION APPROACH FOR TESTING MODIFIED MICROFILTRATION MEMBRANES WITH HYDRATED ZIRCONIUM DIOXIDE AND HYDRATED ZIRCONIUM DIOXIDE/CARBON NANODOTS**

**Kateryna Kudelko<sup>1</sup>, Liudmyla Rozhdestvenska<sup>1</sup>, Yuliya Dzyazko<sup>1</sup>, Wojciech Kujawski<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*V.I. Vernadsky Institute of General and Inorganic Chemistry, NAS of Ukraine, Kyiv,*

*Ukraine*

<sup>2</sup>*Faculty of Chemistry, Nicolaus Copernicus University, Torun, Poland.....65*

**EXPERIENCE OF APPLICATION THE METHODS OF MATHEMATICAL MODELING FOR PROCESSES OF CLEARING THE WATER**

**Tetyana Strikalenko, Olena Popova**

*Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна..... 67*

**ІННОВАЦІЇ У ВИРОБНИЦТВІ ФАСОВАНИХ ВОДИ І НАПОЇВ**

**Тетяна Стрікаленко, Олена Ляпіна, Ольга Берегова**

*Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна..... 68*

**Секція 2.Сучасні технології водопідготовки в харчових виробництвах.....69**

**КОНТРОЛЬ ВМІСТУ СЕЛЕНУ, ХРОМУ, ЙОДУ ТА ЦИНКУ В БУТИЛЬОВАНИХ ВОДАХ «МОРШИНСЬКА»**

**Володимир Копілевич, Віктор Максін, Валентина Галімова, Руслан Лаврик**

*Національний університет біоресурсів та природокористування України.....70*

**ФАСОВАНА ПИТНА ВОДА В КОНТЕКСТІ СУЧАСНОГО ЗАКОНОДАВСТВА, УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ТА СИСТЕМИ МЕНЕДЖМЕНТУ БЕЗПЕЧНОСТІ**

**Анна Копусь, Валентина Остапенко, Наталія Гусятинська, Андрій Маринін**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....73*

**ФІТОТОКСИЧНІСТЬ БУТИЛЬОВАНОЇ МІНЕРАЛЬНОЇ НЕГАЗОВАНОЇ ВОДИ**

**Юлія Шкурай, Наталія Ткачук**

*Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г.Шевченка,*

*Чернігів, Україна.....75*

**АКТУАЛЬНІ СПОСОБИ ВОДОПІДГОТОВКИ ДЛЯ ПІДПРИЄМСТВ З ВИРОБНИЦТВА АЛКОГОЛЬНИХ НАПОЇВ**

**Світлана Олійник, Владислав Целінський**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....78*

**ФІЛЬТРУВАННЯ ВОДИ ЗЕРНИСТИМИ МАТЕРІАЛАМИ НА ОСНОВІ КРЕМНІСТИХ ПОРІД У ВИРОБНИЦТВІ АЛКОГОЛЬНИХ НАПОЇВ**

**Леся Тарасюк, Світлана Олійник**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....79*

**ОСОБЛИВОСТІ УТВОРЕННЯ ТА ВИДАЛЕННЯ ТРИГАЛОМЕТАНІВ І ТРИХЛОРЕТИЛЕНУ ПРИ ДООЧИЩЕННІ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННІ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА НАПОЇВ**

**Леонід Патюк, Наталія Клименко, Людмила Невинна**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім.А.В. Думанського НАН України,*

*Київ, Україна.....80*

**ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ У ВИНОРОБНІЙ ПРОМИСЛОВОСТІ**

**Валентин Сидоренко, Володимир Величко, Ірина Бабич**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....82*

**ПІДГОТОВКА ЖИВИЛЬНОЇ ВОДИ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ЦУКРИСТИХ РЕЧОВИН ІЗ СТЕБЕЛ ЦУКРОВОГО СОРГО**

**Ольга Каленик<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>2</sup>, Наталія Григоренко<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

<sup>2</sup> Institute of Bioenergy Crops and Sugar Beet, National Academy of Agricultural Sciences of Ukraine, Kiev, Ukraine	
<sup>3</sup> Institute of Animal Reproduction and Food Research of Polish Academy of Sciences, Olsztyn, Poland.....	85
<b>ВПЛИВ ПІДГОТОВЛЕНОЇ ВОДИ НА ЯКІСНІ ВЛАСТИВОСТІ БЕЗДРІЖДЖОГО ХЛІБА (НА ПРИКЛАДІ ПЕКАРНІ КОНДИТЕРСЬКОЇ FITNESS FAMILY FOOD )</b>	
<b>Ірина Корнієнко, Віталій Гуляєв, Андрій Анацький, Наталія Непошивайленко, Ольга Філімоненко, Юрій Корнієнко, Алла Коваленко, Валерія Кускова</b> <i>Національний авіаційний університет, Київ, Україна</i> <i>Дніпровський державний технічний університет, Кам'янське, Україна.....</i>	88
<b>IMPROVEMENT OF WATER PREPARATION TECHNOLOGY FOR THE PRODUCTION OF ALCOHOLIC BEVERAGES OF STABLE QUALITY</b>	
<b>Oleh Kuzmin, Nataliia Stukalska, Igor Dudarev, Bogdan Mykhailov</b> <i>National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine.....</i>	91
<b>ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ДЕАМОНІЗАЦІЇ КОНДЕНСАТІВ ВТОРИННИХ СОКОВИХ ПАРІВ З ВИКОРИСТАННЯМ ЦЕОЛІТУ</b>	
<b>Денис Штепа, Наталія Гусятинська</b> <i>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	93
<b>ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ СУЧАСНИМИ МАТЕРІАЛАМИ</b>	
<b>Світлана Шульга</b> <i>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	95
<b>ПСИХОЛОГІЯ РЕКЛАМИ МІНЕРАЛЬНОЇ ВОДИ</b>	
<b>Вікторія Шиліна, Наталія Чугаєва</b> <i>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....</i>	97
<b>ДО ПИТАННЯ ВМІСТУ КРЕМНІЮ У ВОДІ ПИТНІЙ</b>	
<b>Наталія Стаднічук<sup>1</sup>, Алла Кудрявцева<sup>1</sup>, Олег Кроніковський<sup>2</sup>, Олексій Мисюк<sup>2</sup></b> <sup>1</sup> ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової і хімічної безпеки імені академіка Л. І. Медведя Міністерства охорони здоров'я України», Київ, Україна <sup>2</sup> Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....	98
<b>АНАЛІТИЧНИЙ КОНТРОЛЬ ВМІСТУ НІТРАТІВ У ХАРЧОВИХ ПРОДУКТАХ ТА ПИТНІЙ ВОДІ</b>	
<b>Алла Коваль<sup>1</sup>, Наталія Стаднічук<sup>1</sup>, Анна Деміч<sup>1</sup>, Олег Кроніковський<sup>2</sup></b> <sup>1</sup> ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової і хімічної безпеки імені академіка Л. І. Медведя Міністерства охорони здоров'я України», Київ, Україна <sup>2</sup> Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....	101
<b>SURFACE CHEMISTRY OF BIOSORBENTS FROM SPENT COFFEE SLUDGE AND DIRECTIONS OF THEIR APPLICATION IN WATER TREATMENT TECHNOLOGIES</b>	
<b>Olena Kovalenko, Angelina Kokhanska</b> <i>Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine.....</i>	103
<b>ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ ГУАНІДИНОВИХ ПОЛІМЕРІВ У ВОДОПІДГОТОВЦІ В УМОВАХ ВОЄННИХ ДІЙ</b>	
<b><sup>1</sup>Тарас Нижник, <sup>2</sup>Тетяна Стрікаленко, <sup>3</sup>Тетяна Магльована</b> <sup>1</sup> НТУУ «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського», Київ, Україна <sup>2</sup> Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна <sup>3</sup> Черкаський інститут пожежної безпеки ім. Героїв Чорнобиля НУГЗУ, Черкаси, Україна.....	105

<b>Секція 3. Водооборотні системи в промисловості та енергетиці. Очищення промислових стічних вод.....</b>	<b>106</b>
--	------------

**ІНТЕНСИФІКАЦІЯ РОБОТИ СПОРУД БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

**Віктор Ковальчук, Яна Трофимчук, Юлія Лозанюк**

*Національний університет водного господарства та природокористування,*

*Рівне, Україна.....107*

**РОЗРОБКА АДАПТИВНОЇ СИСТЕМИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДОРОСТЕЙ ДО УСТАНОВОК ЗАМКНЕНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ**

**Андрій Левчук, Віктор Максін, Олеся Зоріна, Сергій Шевчук, Євгеній Мацелюк, Олександр Заславський**

*Національний Університет біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна*

*ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва Національної академії*

*медичних наук України», Київ, Україна*

*Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна.....110*

**CLEANING AND WATER TREATMENT WITH TITANIUM COAGULANT**

**Andrii Lubeshko**

*National University of Food Technology, Ukraine.....112*

**ПРАКТИЧНІ ПЕРЕВАГИ ВПРОВАДЖЕННЯ МЕТОДУ РЕГУЛЮВАННЯ ПОКАЗНИКА «РН РІВНЯ ВОДИ» НА МЕТАЛУРГІЙНОМУ ВИРОБНИЦТВІ**

**Альона Ялова, Наталія Бондар**

*Криворізький національний університет, Кривий Ріг, Україна.....113*

**РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ОБОРОТНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВОД ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИСУТНОСТІ СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ**

**Олександр Хохотва**

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний*

*інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, Україна.....116*

**ПОРІВНЯННЯ УСТАНОВОК ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ ХОЛОДОПОСТАЧАННЯ**

**Олексій Пилипенко, Ірина Бабич, Роман Грищенко**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....119*

**ПОВНА ДЕСТРУКЦІЯ САЛЦИЛОВОЇ КИСЛОТИ У ВОДІ В ГОМОГЕННІЙ ФОТОКАТАЛІТИЧНІЙ СИСТЕМІ**

**Юлія Швадчина, Ірина Столярова, Віра Вакуленко, Владислав Гончарук**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,*

*Київ, Україна..... 122*

**ELECTROMEMBRANE RECOVERY OF DYES FROM WASTEWATER**

**Larysa Lysenko, Nataliya Mishchuk**

*A.V. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Chemistry of Water, National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine.....125*

**ОЧИЩЕННЯ ПРОМИВНОЇ ВОДИ ГАЛЬВАНІЧНОГО ВИРОБНИЦТВА ВІД ІОНІВ Cu, Ni І СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ З ВИКОРИСТАННЯМ ЗАВАНТАЖЕННЯ КАМЕРИ ЗНЕСОЛЕННЯ МОДИФІКОВАНОЮ КАТІОНООБМІННОЮ СМОЛОЮ КУ-2**

**Роман Кліщенко, Раїса Чеботарьова, Сергій Ремез**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського Національної академії*

*наук України, Київ, Україна.....128*

**КОМПЛЕКСНА ПЕРЕРОБКА СТІЧНИХ ВОД ПІСЛЯ РЕГЕНЕРАЦІЇ H<sup>+</sup>- ТА Na<sup>+</sup>-КАТІОНІТНИХ ФІЛЬТРІВ: БАЗОВІ ВАРІАНТИ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ**

**Леонід Патюк, Людмила Невинна, Наталія Клименко, Тетяна Врубель**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім.А.В. Думанського НАН України,*

*Київ, Україна.....130*

**WATER TREATMENT BY METHOD OF DISCRETE-PULSE ENERGY INPUT FOR THE NEEDS OF THE ENERGY SECTOR**

**Georgiy Ivanitsky, Bogdan Tselen, Anna Nedbaylo, Nataliya Radchenko**

*Institute of Engineering Thermophysics of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine.....133*

**ВИКОРИСТАННЯ ОЧИЩЕНОЇ СТІЧНОЇ ВОДИ В ПРОЦЕСІ ФАРБУВАННЯ БАВОВНЯНОЇ ТКАНИНИ АКТИВНИМИ БАРВНИКАМИ**

**Мирослава Коваль**

*Черкаський державний технологічний університет, Черкаси, Україна.....135*

**APPLICATION OF BIOSORBENTS IN REAL CONDITIONS OF NATURAL AND WASTEWATER TREATMENT**

**Viktoriia Novoseltseva, Olena Kovalenko**

*Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine.....138*

**ПОРІВНЯННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПЛАЗМОХІМІЧНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНОВМІСНИХ СТІЧНИХ ВОД У КОРОННОМУ РОЗРЯДІ ТА ВЕРТИКАЛЬНО ОРІЄНТОВАНОМУ ФАКЕЛІ**

**Анатолій Макаров, Роман Кліщенко, Іван Корнієнко, Тетяна Пахар**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, Україна.....141*

**Секція 4. Еколого-економічні аспекти раціонального водокористування.....145**

**СУЧАСНІ РИЗИКИ ТА ПРОБЛЕМИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В УКРАЇНІ**

**Тетяна Чорна<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>2</sup>**

*<sup>1</sup> Державний податковий університет, Ірпінь, Україна*

*<sup>2</sup> Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....146*

**АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ ВОЄННОЇ НЕБЕЗПЕКИ**

**Віталій Безсонний<sup>1</sup>, Олег Третяков<sup>2</sup>, Олена Дашковська<sup>3</sup>**

*<sup>1</sup> Харківський національний економічний університет імені С. Кузнеця, Харків, Україна*

*<sup>2</sup> Національний авіаційний університет, Київ, Україна*

*<sup>3</sup> ДНУ "Інститут модернізації змісту освіти", Київ, Україна.....150*

**БАТАРСЬКА МЕЛІОРАТИВНА СИСТЕМА ЗАКАРПАТТЯ: ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН**

**Степан Чундак, Людмила Роман**

*ДВНЗ «Ужгородський національний університет», Ужгород, Україна..... 153*

**ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ СУЛЬФАТІВ У РІЧЦІ СЕЙМ**

**Світлана Коваленко, Роман Пономаренко, Андрій Титаренко**

*Національний університет цивільного захисту України, Харків, Україна .....155*

**ВПЛИВ ПРОМИСЛОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МІСТА СУМИ**

**Віктор Максін<sup>1</sup>, Руслан Лаврик<sup>1</sup>, Ольга Петренко<sup>2</sup>, Тетяна Герасимець<sup>2</sup>,**

**Олександр Заславський<sup>3</sup>**

*<sup>1</sup> Національний Університет біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна*

*<sup>2</sup> Національний університет ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна*

*<sup>3</sup> Інститут «Ресурс» Держагенства Резерв, Київ, Україна.....158*

**РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ОЗЕРА ГЛИБОКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

**Максим Гречанюк<sup>1</sup>, Олена Кашпарова<sup>1,2</sup>, Поліна Павленко<sup>1</sup>, Святослав Левчук<sup>1</sup>,**

**Віктор Максін<sup>1,3</sup>, Валерій Кашпаров<sup>1,2</sup>**

*<sup>1</sup> Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна*

<sup>2</sup>*Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norwegian University of Life Sciences,  
P.O. Box 5003, N-1432, Ås, Норвегія*

<sup>3</sup>*Інститут «Ресурс» Держагенства Резерв, Київ, Україна .....161*

**РОЛЬ СТІЧНИХ ВОД МІСТА БІЛА ЦЕРКВА У ЗАБРУДНЕННІ РІЧКИ РОСЬ  
Влас Березовий, Ганна Березова**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна.....164*

**СУЧАСНІ АЛЬТЕРНАТИВНІ МЕТОДИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ**

**Інна Бондарчук, Ірина Горащенко, Ірина Олійник**

*Відокремлений структурний підрозділ «Київський фаховий коледж міського господарства*

*Таврійського національного університету імені В.І.Вернадського», Київ, Україна..... 167*

**ХЛОРООРГАНІЧНІ ПЕСТИЦИДИ ТА ПОЛІХЛОРОВАНІ БІФЕНІЛИ В ТКАНИ-**

**НАХ ГІДРОБІОНТІВ ТА ЇХ БІОДОСТУПНІСТЬ**

**Михайло Мілюкін, Максим Скринник**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ,*

*Україна.....170*

**СЕКЦІЯ 1**  
**ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО**  
**ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ ЯКОСТІ ТА**  
**БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ**

## ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД ЕКОЛОГІЧНО-БЕЗПЕЧНИМИ РЕАГЕНТАМИ

Марія Саприкіна, Олена Болгова, Людмила Мельник, Владислав Гончарук

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** Проблема забезпечення населення доброякісною питною водою була та залишається однією з найважливіших [1]. Використання найбільш поширених дезінфікуючих реагентів, таких як хлор та озон, призводить до утворення побічних продуктів дезінфекції [2]. Крім того, їх застосування сприяє переведенню мікроорганізмів у життєздатний, але некультивований стан (ЖНС) [3], в якому мікроорганізми здатні витримувати високі дози знезаражуючих реагентів. Мікроорганізми у стані ЖНС не виявляються класичними мікробіологічними методами аналізу, але зберігають свої патогенні властивості, становлячи серйозну загрозу для споживача. Погіршення якості джерел водопостачання, з одного боку, виділення нових, стійких до знезараження збудників захворювань, відповідальних за епідемії водного походження, з іншого боку, роблять винятково актуальним завданням підвищення ефективності процесів знезараження питної води.

В останні роки значна увага приділяється екологічно-безпечним технологіям підготовки води із застосуванням “зелених” реагентів. Перевагою останніх є екологічність, доступність та ефективність. До таких реагентів слід віднести вуглекислий газ ( $\text{CO}_2$ ) та хітозан (ХТЗ) [4, 5]. Сьогодні існує ряд досліджень з оцінки ефективності застосування  $\text{CO}_2$  при тиску від 7,0 до 40,0 МПа при обробці твердих і рідких продуктів харчування, а також модельних водних середовищ. Температура технологічного процесу може коливатися від 20 до 60 ° С, тоді як тривалість обробки становить близько 3 - 9 хв для безперервних та 120- 140 хв – для напівперервних або періодичних процесів. Інактивація мікроорганізмів в зазначених умовах коливається від 2 до 12 logs. Висока знезаражуюча здатність ХТЗ щодо грам-позитивних і грам-негативних бактерій при одночасній відсутності токсичності по відношенню до теплокровних, сприяють його використанню у якості екологічно-безпечних коагулянтів та флокулянтів для обробки води.

Беручи до уваги дані літератури щодо застосування «зелених реагентів» для знезараження води, а також враховуючи результати наших попередніх досліджень щодо інактивації мікроорганізмів у дистильованій воді при низькому тиску  $\text{CO}_2$  (0,1-0,2 МПа) та щодо інактивації мікроорганізмів хітозаном у дистильованій та водопровідній воді [6, 7], метою цієї роботи є оцінка ефективності спільного застосування вказаних реагентів для знезараження реальної природної води.

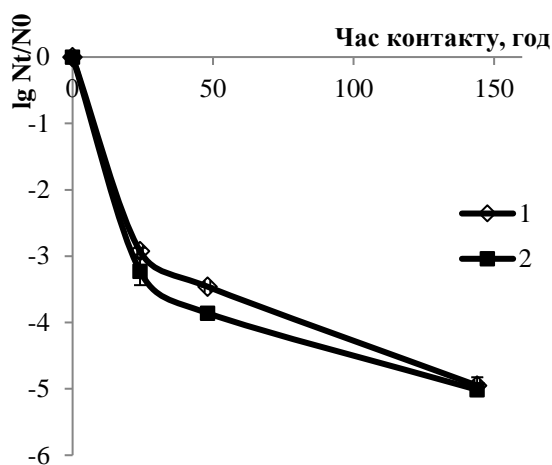
**Матеріали та методи.** Ефективність процесу знезараження води оцінювали на клітинах мікроорганізму *Escherichia coli* 1257 (*E.coli*) з використанням природної води гідрокарбонатного типу (бювет).

В ємність з нижнім тубусом об'ємом 0,6 дм<sup>3</sup> вносили природну воду (0,5 дм<sup>3</sup>) та необхідну аліквоту суспензії мікроорганізмів. Перед початком процесу вуглекислотної обробки проводили відбір проби природної води з ємності, яка слугувала контрольним зразком для подальших мікробіологічних досліджень. Після цього ємність з водою герметично закривали та з'єднували з балоном, що містить вуглекислий газ, і подавали останній через занурений на дно ємності аератор протягом ~ 1 хв до досягнення необхідного тиску (0,2 МПа). На початку експерименту протягом 10-15 с з ємності витискали повітря шляхом відкривання вихідного клапану. Оброблену таким чином воду витримували в герметичному стані протягом 5-7 діб. В експериментах з оцінки сумісної дії реагентів перед початком вуглекислотної обробки у воду вносили хітозан у такій кількості, щоб його концентрація у розчині, що обробляється, складала 1,0, чи 8,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Через певні проміжки часу відбирали аліквоти обробленої води (через нижній тубус ємності) та висівали на живильне середовище з подальшим підрахунком колоній мікроорганізмів (КУО). Вживання мікроорганізмів *E.coli* визначали прямим підрахунком КУО, отриманих при посіві відібраних проб води на агарове середовище Ендо з подальшим культивуванням при 37 ° С протягом 18 годин. Отриманий результат виражали у вигляді логарифма відношення концентрації тест-мікроорганізму в розчині після обробки ( $N_t$ ) до концентрації мікроорганізму у вихідному розчині ( $N_0$ ). Усі експерименти проводили у триразовій повторності.

**Результати.** Проведено дослідження ефективності знезараження *E.coli* в процесі обробки природної води гідрокарбонатного типу вуглекислим газом низького тиску (0,2 МПа) при температурах 14, 22 та 37°С. Встановлено, що з підвищенням температури величина знезараження зростає. Виявлено, що при вихідному навантаженні культури  $1,3 \cdot 10^5 - 9,0 \cdot 10^5$  КУО/см<sup>3</sup> ступінь знезараження води на 6 добу спостереження становить 1,2; 2,3 та 2,7 логарифмічних порядки при температурі, відповідно, 14, 22 та 37° С. Проведено оцінку знезаражуючої дії полісахаридного флокулянту хітозану по відношенню до клітин *E.coli* при обробці природної води гідрокарбонатного типу. Виявлено, що ступінь знезараження клітин *E.coli* (шоста доба спостереження) складає 2,6 логарифмічних порядки при концентрації хітозану 1 мг/дм<sup>3</sup> та за температури 14° С. Підвищення концентрації полісахариду до 8 мг/дм<sup>3</sup> спричиняє за аналогічної тривалості процесу інактивацію 3,5 порядків клітин культури. Виявлено, що сумісне використання «зелених» реагентів (двоокису вуглецю та хітозану) дозволяє суттєво скоротити час, необхідний для ефективного знезараження води. Так, ступінь інактивації культури *E.coli* при обробці природної води гідрокарбонатного типу вже за добу контакту становить 3 логарифмічні порядки при тиску CO<sub>2</sub> 0,2 МПа та концентрації хітозану 1 мг/дм<sup>3</sup> (рис.1). Нами вперше встановлено, що у випадку обробки реальної природної води вуглекислим газом при низькому тиску (0,2 МПа) в присутності хітозану

досягається повне знезараження води від санітарно-показового мікроорганізму *E. coli* при витримуванні обробленої води при заданому тиску протягом 5-6 діб, що обумовлено синергічною дією вказаних реагентів, яка забезпечує більш високий ефект сумісної дії реагентів у порівнянні з сумою ефектів їх індивідуальної дії.



$P = 0,2$  МПа;  $t = 15^{\circ}$  С; Концентрація ХТЗ:  $1 \text{ мг/дм}^3$  (1) та  $8 \text{ мг/дм}^3$  (2)

Рисунок 1 – Кінетика інактивації *E.coli* у природній воді гідрокарбонатного типу ( $\text{pH}=7,1$ ) сумісною дією вуглекислого газу та хітозану

Виявлений ефект знезараження можна пояснити, вірогідно, тим, що молекула двоокису вуглецю, проникаючи у клітину, порушує її метаболічні процеси, що сприяє підвищенню проникності клітинної стінки для молекул хітозану.

**Висновок.** Отримані в даній роботі результати можуть бути використані при розвитку нових стратегій підготовки питної води з природних джерел, які передбачають використання екологічно-безпечних “зелених” реагентів знезараження з метою уникнення утворення побічних токсичних продуктів в процесі обробки та гарантування високої якості і безпеки питної води.

#### Перелік джерел інформації.

1.Sarah A. Collier, Deng Li, Elizabeth A. Adam [et. al.]. Estimate of Burden and Direct Healthcare Cost of Infectious Waterborne Disease in the United States. *Emerging Infectious Diseases*. 2021. 27,1. P. 140-149.2. Rougé V., Gunten U., Lafont-de-Sentenac M. [et. al.]. Comparison of the impact of ozone, chlorine dioxide, ferrate and permanganate pre-oxidation on organic disinfection byproduct formation during post-chlorination. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 2020. DOI: 10.1039/D0EW00411A

3. Goncharuk V.V., Rudenko A.V., Saprykina M.N., Bolgova E.S. Detection of Microorganisms in Nonculturable State in Chlorinated Water *J. Water Chem. Technol.* 2018. 40,1. P. 40 – 45.

4.Ribeiro N., Soares G. C., Santos-Rosales V.[et. al.]. A new era for sterilization based on supercritical  $\text{CO}_2$  technology. *J. Biomed. Mater. Res. Part B: Appl. Biomat.* 2019. 108, 6. P. 1–30

5. Tymchuk A.F., Grubnyak A.E. Effect of natural and synthetic flocculants on the sedimentation stability of suspensions. *ONU Bulletin. Chemistry*. 2017. 22, 2. P. 71-81 (in Russian).

6. Goncharuk V. V., Saprykina M. N., Bolgova E. S., Melnyk L.O., Remez S. V. Estimation of efficiency of water disinfection and preservation with low-pressure CO<sub>2</sub> using *Esherihia coli*. *Desalination and Water Treatment*. 2022. V. 258. P. 190-196

7. Saprykina M.N., Bolgova E.S., Melnyk L.O., Goncharuk V.V. Water disinfection from microorganisms using chitosan. *Pollution Research*. 2021. V. 40, N 1. P. 27-33.

## ЕЛЕКТРОАКТИВОВАНА ВОДА ТА ЇЇ РЕЛАКСАЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ

**Олександр Шевченко, Андрій Маринін,  
Владислав Шпак, Роман Святненко**

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Джерелом живої та мертвої води в природі є гірські струмки чи болота. Однак окрім природніх джерел таку воду можливо отримати за допомогою електролізу водопровідної чи іншої води (активована вода). Численні дослідження довели. Жива вода (католіт) в процесі електролізу отримує негативний потенціал. Вона володіє високими регенеруючими та імуностимулюючими властивостями, необхідними при лікуванні багатьох захворювань. Мертва вода (аноліт) накопичується біля анода — позитивного електрода [1]. Вода здатна сприймати фізичний вплив зовнішнього середовища, адже є дуже чутливою [2]. Питання якості води є надзвичайно актуальним зараз, зважаючи на несприятливу екологічну ситуацію. Тому метою роботи було дослідження можливості регулювання окисно-відновного балансу води, та закономірностей формування відновного електронно-донорного стану шляхом фізичної активації води для підвищення її якості для подальшого використання у виробництві харчових продуктів.

**Матеріали і методи.** У дослідженні було використано активовану воду, одержану електрохімічним методом, для її отримання використовували звичайну водопровідну воду вироблену підприємством АТ «Київводоканал», з наступними показниками: ОВП=+224±15мВ, рН=6,6. Водопровідна вода пропускається через діафрагмовий електролізер «Ізумруд».

За допомогою важеля регулювання швидкості витрат води в електролізері, налаштовуємо прилад на роботу в двох режимах: 18 л/год та 36 л/год. через У встановлені проміжки часу (2, 4, 6, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 60 хв) знімаються покази ОВП та рН обробленої води.

**Результати.** Результати регулювання швидкості води в реакційному просторі електролізеру показали наступну залежність: зі збільшенням швидкості пропускання води в реакційній камері зменшується ефективність набуття водою відновного електроннодонорного стану і навпаки. Тобто на катоді та аноді кількість продуктів електрохімічних реакцій змінюється (таблиця 1).

Таблиця 1. Зміна ОВП та рН обробленої води при різних швидкостях контакту (витрати води) залежно від часу процесу електролізу

Час, хв	Режим активації при витраті води 18 л/год		Режим активації при витраті води 36 л/год	
	ОВП	рН	ОВП	рН
2	-187	8,5	-92	7,4

4	-211	8,4	-95	7,2
6	-234	8,4	-107	7,3
10	-258	8,7	-115	7,5
15	-291	8,9	-142	7,6
20	-327	9,1	-160	7,7
30	-391	9,5	-17	7,8
40	-457	9,7	-182	7,9
50	-517	9,8	-192	8,0
60	-542	10,0	-238	8,0

Встановлено, що за рахунок зміни рН у діафрагмовому електролізері відбувається безреагентне пом'якшення води. Це пояснюється зростанням концентрації іонів  $\text{OH}^-$ , що призводить до зв'язування іонів  $\text{Ca}^{2+}$  та  $\text{Mg}^{2+}$  у складні розчини, які можуть відділятися при фільтруванні.

Реакція електровідновлення кисню на електроді проходить в кілька стадій з генерацією на поверхні електроду активних форм кисню [3]:



Поступовий перехід фізичної системи до стану рівноваги (релаксаційних змін) активованої води з моменту її обробки на електролізері (рис.1) показали значно швидшу релаксацію католіту порівняно з анолітом: через 48 год він втрачає свої властивості.

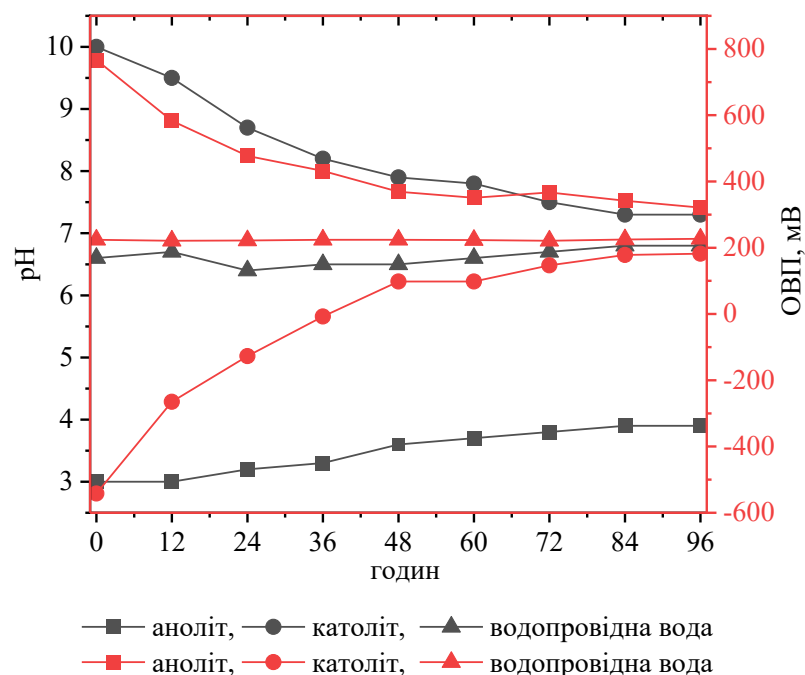


Рис.1 Зміна ОВП та рН аноліту, католіту залежно від часу релаксації

Отримано критичні значення для католіту – ОВП  $-542 \pm 15$  мВ, рН 10,0 та аноліту ОВП  $+767 \pm 20$  мВ, рН 3,0. Динаміка змін католіту та аноліту свідчить про досягнення водою рівноважного стану впродовж декількох днів. При цьому

отримали показники для католіту ОВП  $+182 \pm 15$  мВ, рН 7,3 та аноліту ОВП  $+321 \pm 20$  мВ, рН 3,9. Параметри, які характеризують кислотно-лужний та окисно-відновний баланс води є взаємозалежними: при зміні рН води на одну одиницю ОВП змінюється приблизно на 55 мВ. Зі зменшенням рН (середовище кисле) збільшується величина ОВП, і навпаки зі збільшенням рН (середовище лужне) зменшується величина ОВП.

**Висновки.** Встановлено, що зі збільшенням величини робочого потоку води в електролізері відбувається зниження динаміки набуття водою відновного електронодонорного стану. Це свідчить про необхідність цілеспрямованого регулювання швидкості води в електролізері для отримання води із заданим редокс-станом. Регулювання швидкості необхідно здійснювати таким чином: чим сильніший католіт, тим менша швидкість обробки води в електролізері, та навпаки. Католіт, отриманий у діафрагмовому електролізері, має виражені антиоксидантні властивості, та швидше релаксує за аноліт, при цьому значення ОВП та відносної антиоксидантної активності відновлюють свої вихідні параметри вже через 3 доби.

### **Перелік джерел інформації**

1. Германюк О. С. Отримання католіту і аноліту та їх дослідження на щепках кімнатних рослин. XIV Всеукраїнської наукової конференції студентів і молодих вчених «Молодь: освіта, наука, духовність». 2017 р. <https://cprs.kiev.ua/evryka/theses/ecology-and-agrarian-sciences/ecology-of-flora/otrimannya-katolitu-i-anolitu-ta-ikh-doslidzhennya-na-shchepakh-kimnatnikh-roslin/>.

2. Українець А.І., Большак Ю.В. Маринін А.І., Святненко Р.С. Окисно-відновний баланс питної води – показник її якості та фізіологічної повноцінності. Харчова промисловість. 2018. № 24. С. 6–14. doi:<http://dspace.nuft.edu.ua/jspui/handle/123456789/30042>

3. Аронбаев Д.М. Аронбаев С.Д. Раимкулова Ч.А. Исакова Д.Т. Шертаева А.А. Вода «живая» и «мертвая». Новые факты об антиоксидантных и релаксационных характеристиках электроактивированной воды // Universum: химия и биология : электрон. научн. журн. Аронбаев Д.М. [и др.]. 2021. 2(80). URL: <https://7universum.com/ru/nature/archive/item/11225>

## A DRINKING WATER QUALITY INDEX: A USEFUL TOOL FOR INTEGRATED ASSESSMENT OF DRINKING SOURCE SUITABILITY

Larysa Voitenko<sup>1</sup>, Anastasia Hats<sup>1</sup>, Bogdan Skrypets<sup>1</sup>, Andrii Voitenko<sup>2</sup>

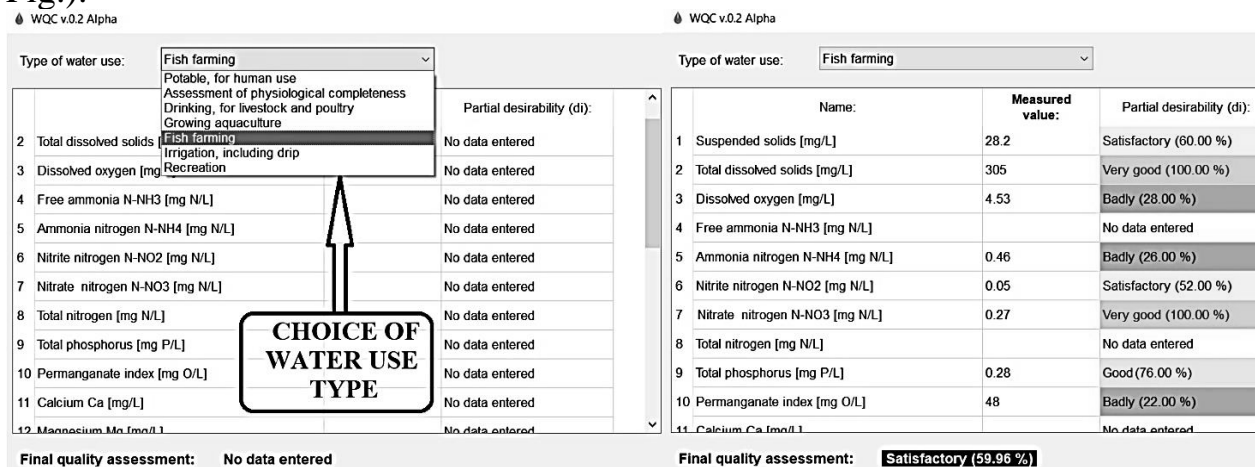
<sup>1</sup>National University of Life and Environmental Sciences, Kyiv, Ukraine

<sup>2</sup>National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine

**Introduction.** The idea of the generalized water quality assessment for different uses is widely used all over the world. The Water Quality Indexes (WQI) are a well-known tools for assessing of freshwater quality. Worldwide, the WQIs have been used in the different collections of water quality parameters. Since its introduction in the 1960s, it has become a popular instrument due to its clear scale structure and ease of understanding for scientists and non-professional consumers [1, 2].

**Materials and methods.** Based on the data of analytical studies of water of centralized water supply of Kyiv, a comprehensive assessment of natural water quality was conducted according to the developed concept of integrated water quality assessment, which is based on Horton's index and aggregation in the form of Harrington's desirability (Harrington's generalized desirability water quality index (HGD WQI) [3, 4]. We developed the scales of water quality assessment for different groups of parameters, using the recommendations of DSTU (National Standards of Ukraine) 4808:2007 Sources of Centralized Drinking Water Supply. Hygienic and Environmental Requirements for Water Quality and Selection Rules and State Sanitary Standards and Rules "Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption" (DSanPiN 2.2.4-171-10). The proposed conception of our study is how to design desirability scales for generalized performance based on health risk assessments.

We have also developed a Python application for calculating a generalized desirability function that can include an unlimited number of indicators of the quality and properties of drinking water for human, animal, or poultry consumption (see Fig.).



**Figure – The interface of Python application for the calculation of IWQA for different types of water consumption**

**Results.** The table below shows the comparison of HGD WQI value for two potable water intakes in Kyiv (Dniprovisky and Desnyansky) according to 10 parameters that are characterized the influence of natural factors and secondary water pollution during transportation to the consumer. In general, the water of the Desnyansky intake is estimated at almost 76% relative to the ideal composition, media, while Dniprovisky one - 68%. This is a well-known fact, that Desna River is cleaner, although it showed higher turbidity compared to Dniprovisky intake. The worst score for both samples was the total iron content. Although this is an insignificant excess for drinking water, the content and form of iron (divalent or trivalent) must be controlled for drinking water treatment, as this cation is part of iron-sulphur proteins in the composition of, for example, ferredoxin, which is involved in pyruvate oxidation in anaerobic bacteria. And, therefore, can stimulate the reproduction of hemolithotrophs. Thus, under anaerobic conditions, which determine the Redox potential, iron is represented by a divalent ion; its concentrations can reach 0.1 mol/dm<sup>3</sup>, so it doesn't limit the growth of microorganisms. But under aerobic conditions at pH 7.0, iron has the form of a hydroxide complex of FeOOH, which is almost insoluble and inaccessible for human consumption.

Parameters	Dniprovisky intake		Desnyansky intake	
	Measured value	Partial desirability (%) and quality description	Measured value	Partial desirability and quality description
Colour, Pt/Co scale degree	72	66 (good)	32	79 (good)
Turbidity, mg/dm <sup>3</sup>	1.8	100 (very good)	2.3	79 (good)
A pH, units pH	8.3	100 (very good)	8.3	100 (very good)
Total hardness, mmol/dm <sup>3</sup>	3.85	74 (good)	4.40	69 (good)
Iron total, mg/dm <sup>3</sup>	0.50	54 (satisfactory)	0.36	58 (satisfactory)
Ammonia nitrogen, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , mg/dm <sup>3</sup>	0.16	79 (good)	0.21	73 (good)
Nitrites Nitrogen, N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , mg/dm <sup>3</sup>	0.02	77 (good)	0.03	73 (good)
Nitrates Nitrogen, N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg/dm <sup>3</sup>	0.6	100 (very good)	3.4	100 (very good)
Permanganate Index (PI), mg O/dm <sup>3</sup>	15	20 (badly)	6.7	55 (satisfactory)
Alkalinity (temporary hardness), mmol/dm <sup>3</sup>	3.2	69 (good)	3.75	65 (good)
<b>HGD WQI value</b>		<b>68 %</b>		<b>76 %</b>

A significant difference was found in the value of the Permanganate index (PI). Dissolved organics content that is estimated by PI, correlate with the colour of water, which may also indicate the presence of humic substances as usual.

### **Conclusion**

We hope that our research and program product will be useful for the generalized water quality assessment. It may be interested not only as an abstract scientific idea but permit to answering consumer's traditional question: what drinking water is the best and the safest?

### **References**

1. Uddin, Md. Galal. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality [Electron source] / Md. Galal Uddin, S. Nash, A. I. Olbert // Ecological Indicators. – 2021. – Vol. 122. – Article No 107218. – Available at <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572>

2. Gupta, S. Sunil Kumar Gupta,

A critical review on water quality index tool: Genesis, evolution and future directions [Electron source] / S. Gupta, S. K. Gupta // Ecological Informatics. – 2021. – Vol. 63. – Article No 101299. – Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S157495412100090X>.

3. Voitenko, L. The Conception Of Water Quality Assessment Used Harrington's Desirability Function For Different Kinds Of Water Consumption / L. Voitenko, V. Kopilevich, M. Stokal // Біоресурси і природокористування. – 2015. – Т. 7, № 1-2. – С. 25-36.

4. Voitenko, L. Integrated assessment of irrigation water quality based on Harrington's desirability function [Electron source] / L. Voitenko, A. Voitenko // International Journal of Agriculture, Environment and Food Sciences. – 2017. – Vol. 1, Issue 1. – P. 55-58. – Available at: <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/394518>.

## ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЯКОСТІ ПИТНИХ ВОД РІЗНОГО ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ КОМПЛЕКСНОГО БІОТЕСТУВАННЯ

Віталій Коваленко, Андрій Головков

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського  
Національної академії наук України*

**Вступ.** В наслідок хлорування водопровідна вода не відповідає вимогам якості питної води, що призводить до того, що переважна більшість людей надає перевагу бутильованим питним водам. Проте, як свідчать дослідження багатьох вчених світу вола в пляшках не завжди виявляється високоякісною. В Україні виготовлення бутильованої води переважно способом доочищення її різними технологіями (фільтрація, коагуляція, озонування, обробка ультрофіалетом, зворотній осмос тощо) артезіанської води. Однак після обробки артезіанська вода як питна не завжди зберігає свої природні корисні властивості.

Багато авторів вказують на можливість утворення і насичення бутильованої води токсичними речовинами внаслідок міграції фталатів з ПЕТ бутлів, а також мікробіологічного забруднення. Тому проблема та контроль якості бутильованих вод залишаєьбся актуальною. Одним із інформаційних методів визначення якості питних вод є біотестування [1].

**Матеріали і методи.** Якість питних вод різного походження визначалась за допомогою комплексного біотестування з використанням тваринних та рослинних тест-організмів [2]. В результаті комплексного підходу і сумування відповідей 4 тест-організмів різних трофічних (ракоподібні – дафнія, кишковопорожнисті – прісноводна гідра, акваріумні риби – даніо та рослини – ріпчаста цибуля) рівнів отримували інтегральну оцінку якості зразків досліджуваних питних вод.

Було досліджено 10 марок негазованих бутильованих питних вод з загальною мінералізацією меншою  $1 \text{ мг/дм}^3$  з торговою мережі м. Києва та 9 зразків артезіанських вод юрського і сеноманського горизонтів. Хімічний аналіз бутильованих та артезіанських питних вод не виявив токсичних концентрацій у складі водних розчинів. В якості контролю слугувала штучно приготовлена вода за рекомендацією нормативних документів.

**Результати.** Визначення якості волопровідної води в м.Києві за останні 10 років методами біотестування підтвердило її непридатність як питної води. Всі тест-організми з різним ступенем відчували токсичну дію водопровідної води. Тому індекс сумарної токсичності відносив її до категорії «дуже небезпечна» вода (табл. 1). Таку високу токсичність водопровідної води можна пояснити хлоруванням природної води та присутністю залишкового хлору і продуктів реакції хлору з органічними речовинами, в тому числі фенолом [3,4].

Таблиця 1. Якість питних вод різного походження за категоріями якості згідно показнику індексу сумарної токсичності комплексного біотестування.

Проба Категорія якості	Водопровідна вода (n=8)	Бутильован а вода (n=10)	Артезіанська вода (n=10)
«Безпечна» вода	0%	60%	90%
«Умовно безпечна» вода	0%	29%	10%
«Небезпечна» вода	0%	10%	0%
«Дуже небезпечна» вода	100%	0%	0%

Дослідження якості бутильованих негазованих питних вод методами комплексного біотестування показали їх різну якість, причому більше половини (60%) склали категорію «безпечні» води (табл. 1.). Причинами невисокої якості бутильованих питних вод є додавання до них різних знезаражуючих та консервуючих сполук, тому числі і антибіотиків.

Проблема якості бутильованих питних вод також пов'язана з її хімічним складом та мікробіологічним забрудненням [5]. Оскільки вода фасується в бутлі і зберігається в продовж тривалого проміжку часу, то технологія її обробки і термін зберігання не повинні погіршувати первинну якість питної води.

Одним із негативних факторів, які впливають на якість бутильованих питних вод при тривалому зберіганні, є контакт води з матеріалом тари. Поліетилентерефталат (ПЕТ) завдяки своїм фізико-хімічним властивостям використовується для виготовлення бутлів. Але він виділяє у воду сполуки, які при підвищених концентраціях можуть зчиняти шкоду здоров'ю людині.

Результати комплексного біотестування артезіанських питних вод із бюветів різних районів м. Києва показали високу їх якість – 90% досліджуваних зразків вод згідно сумарного токсичного індексу відносяться до категорії «небезпечні» води (табл. 1.). Артезіанські води з глибоких водоносних горизонтів (90-340 м) достатньо захищені прошарком порід від техногенного та мікробіологічного забруднення, тому відповідають вимогам до питних вод без додаткових доочистки і знезараження [6]. Якість артезіанських питних вод при обробці та розливу у бутлі може знижуватись.

**Висновки.** Методи комплексного біотестування якості питних негазованих вод надають об'єктивну, достовірну характеристику фізіологічної повноцінності досліджуваних водних зразків. За результатами біотестування отримана порівняльна характеристика питних вод різного походження та хімічного складу (водопровідної, бутильованої і артезіанської). Найкращі показники якості у артезіанської питної води – 90% якої відносяться до категорії «небезпечні» води згідно значень сумарного токсичного індексу. Серед 10 марок бутильованих негазованих питних вод з такою категорією виявлено 60%.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Гончарук В.В., Коваленко В.Ф. Теоретические аспекты биотестирования природных и питьевых вод // Химия и технология воды, 2012, Т.34, №2. – С.171=178.
2. Гончарук В.В., Коваленко В.Ф. Комплексная оценка фасованных негазированных вод // Химия и технология воды, 2011, Т.33, №6. – С.656-663.
3. Коваленко В.Ф. Злацький І.А., Дацкевич О.В. Нанієва А.В., Головков А.М. Токсичність хлорфенолів у водному середовищі за допомогою комплексного біотестування на тваринних і рослинних тест-організмах // Науковий вісник нац. ун-та біоресурсів і природокористування України. Сер. «Біологія», 2017, №270. – С.104-114.
4. Коваленко В.Ф., Злацкий И.А. Токсичность хлорфенолов в эмбриогенезе рыб // Гидробиологический журн., 2018, Т.54, №5.- С.95-102.
5. Гончарук В.В., Коваленко В.Ф., Злацкий И.А. Сравнительная характеристика качества питьевых вод различного происхождения по результатам комплексного биотестирования // Химия и технология воды, 2012, Т.33, №1. – С.98-104.
6. Бювети Києва. Якість артезіанської води./ За ред. Гончарука В.В. – К: Геопринт, 2003. – 110 с.

## ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ВИСОКОТЕХНОЛОГІЧНИМИ СОРБЦІЙНИМИ МАТЕРІАЛАМИ

Любов Пузирна, Світлана Кобець, Віктор Демченко, Галина Пшинко  
*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** Очищення забруднених водних середовищ від іонів високотоксичних важких металів (ВМ) є однією з гострих екологічних проблем сучасності. До важких металів відносять більше сорока хімічних елементів таблиці Менделєєва. Серед них Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb та інші, які часто використовуються в промисловості, потрапляють у природні водоймища внаслідок викидів теплових та атомних електростанцій, хімічних та металургійних виробництв. Для ВМ не характерна біологічна деструкція, проте вони достатньо високорозчинні у воді і здатні до біоаккумуляції й біомагніфікації, що є серйозною загрозою для екосистем внаслідок мутагенного, канцерогенного та тератогенного впливу на живі організми.

Оцінку екологічної безпеки водних середовищ щодо наявності в них неорганічних екоотоксикантів в Україні здійснюють на підставі чинних нормативних документів [1-3], а в табл. наведено порівняльні значення допустимих концентрацій досліджених в даній роботі Cu(II), Co(II) та Cd(II) як найнебезпечніших забруднюючих компонентів водних середовищ, які підлягають обов'язковому моніторингу в природних та стічних водах і в першу чергу поверхневих – як джерел питного водопостачання.

**Таблиця. Допустимі концентрації ВМ у водних середовищах згідно з нормативними документами**

Компонент	Допустима концентрація			
	[1], мкг/дм <sup>3</sup>		мг/дм <sup>3</sup>	
	1-й клас якості вод	4-й клас якості вод	[2]	[3]
Cu	< 1,0	> 50	< 1,0	≤ 1,0
Co	< 10	> 50	< 0,1	≤ 0,1
Cd	< 0,1	> 5,0	< 0,001	≤ 0,001

Сорбційний спосіб очищення водних середовищ є відносно легкокерованим процесом і досить ефективним та економічним, особливо при низькому рівні забруднення, для вилучення ВМ і знаходить все ширше застосування. Природні мінерали є дешевими катіонообмінниками, проте їх ефективність в значній мірі визначається формами знаходження токсичних металів та фізико-хімічними показниками самих водних об'єктів. Для вилучення аніонних і катіонних форм неорганічних токсикантів, в тому числі ВМ, з водних середовищ останнім часом широко використовують синтетичні сорбенти як значно ефективніші – шаруваті подвійні гідроксиди (ШПГ), які містять в міжшаровому просторі комплексуючі аніони, зокрема комплексони [4,5].

Для практичного застосування в технологіях очищення вод, особливо питного призначення, досить перспективними є цинк- та магній-алюмінієві

ШПГ, інтеркальовані аніонами етилендіамінтетраоцтової кислоти ( $\text{EDTA}^{2-}$ ) та цитрат-аніонами ( $\text{Cit}^{3-}$ ), які є екологічно безпечними.

Мета даної роботи – дослідження сорбційної здатності Zn- та Mg-Al ШПГ, інтеркальованих  $\text{Cit}^{3-}$ - та  $\text{EDTA}^{2-}$ -іонами, та їх композитів з магнетитом, для вилучення  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$  і  $\text{Cd(II)}$  з водних розчинів. Інтеркальовані комплексонами ШПГ з магнітними властивостями є органо-неорганічними композиційними матеріалами, в яких ефективно поєднані переваги кожної складової, що дозволяє отримувати унікальні матеріали з високою сорбційною здатністю до широкого кола токсичних металів-комплексоутворювачів та можливістю легкого відокремлення зневодненого шламу магнітною сепарацією.

**Матеріали і методи.** Водні розчини іонів важких металів готували з їх сульфатів. Методики синтезу магнетиту –  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ , Zn,Al- і Mg,Al-ШПГ (Mg,Al-Cit і Zn,Al-Cit, Zn,Al-EDTA) та їх композитів з магнітними властивостями ( $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Mg,Al-Cit}$  і  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-Cit}$ ,  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-EDTA}$ ), їх ідентифікації, дослідження фазового складу, а також визначення  $\text{pH}_{\text{ТНЗ}}$  та сорбційного експерименту детально описані в роботах [4,5]. Концентрації іонів ВМ визначали ААС на спектрофотометрі С-115-М1 при  $\lambda$ , нм:  $\text{Cu(II)}$  – 324,7,  $\text{Co(II)}$  – 240,7,  $\text{Cd(II)}$  – 228,8. Сорбційні властивості оцінювали за величиною сорбції ( $a_s$ , мкмоль/г), коефіцієнтом розподілу ( $K_d$ ,  $\text{см}^3/\text{г}$ ) та ступенем очищення ( $\text{CO, \%}$ ).

**Результати.** Для оцінки механізму вилучення іонів ВМ з розчину проведено розрахунок форм їх знаходження у водних розчинах при їх концентрації  $1 \cdot 10^{-4}$  моль/дм<sup>3</sup>. Встановлено, що для  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$  та  $\text{Cd(II)}$  у діапазоні рН (3 ÷ 6) водного розчину при даній концентрації характерним є утворення катіонних форм і катіонних мономерних гідроксоформ. Початок осадження нерозчинних гідроксидів ВМ спостерігається при  $\text{pH} \approx 7,5 \div 8$  (константи утворення осадів  $\text{Cu(OH)}_2 - \lg K_s = 18,2$ ,  $\text{Co(OH)}_2 - \lg K_s = 14,8$  і  $\text{Cd(OH)}_2 - \lg K_s = 14,61$ ). Тому для запобігання утворення нерозчинних гідроксидів металів і вилучення їх з водного розчину за рахунок осадження експерименти проводили при  $\text{pH}_0 \leq 6$ . Це дозволило оцінити механізм сорбції ВМ ШПГ за рахунок процесів комплексоутворення з міжшаровим лігандом ШПГ, гідроксогрупами ШПГ чи за рахунок ізоморфного заміщення іонів  $\text{Me(II)}$  іонами  $\text{Mg(II)}$  чи  $\text{Zn(II)}$ , що входять до складу ШПГ, а також з феринольними групами для магнетиту та композитів. Слід зазначити, що при синтезі ШПГ, інтеркальованого  $\text{EDTA}$ - та  $\text{Cit}$ -іонами, підтримували значення рН відповідно 5,5 і 8, при яких міжшарові ліганди знаходяться у формах  $\text{H}_2\text{EDTA}^{2-}$  та  $\text{Cit}^{3-}$ , які є визначальними для ефективного вилучення ВМ з різною стійкістю їх комплексних сполук у розчині.

Досліджено умови вилучення ВМ (рН водного середовища, кінетика сорбції, доза сорбенту, вплив іонної сили та макрокомпонентів водних середовищ органічної та неорганічної природи). На основі встановлення оптимального рН сорбції встановлено, що основними механізмами вилучення  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$  та  $\text{Cd(II)}$  на зазначених сорбційних матеріалах є не лише

утворення їх комплексних сполук з  $\text{Cit}^{3-}$ - та ЕДТА-іонами міжшарового простору ШПГ, формування яких є характерним для вказаних важких металів у досліджуваній області рН, а також ізоморфне заміщення катіонів у метал-гідроксидних шарах та зв'язування з гідроксильними групами на зовнішній поверхні ШПГ. Досліджено тривалість контакту водного розчину металів з твердою фазою сорбентів, на основі чого встановлено, що практично основна частка іонів важких металів вилучається в перші п'ять хвилин контакту, а сорбційна рівновага досягається на досліджуваних зразках ШПГ та їх композитах з магнітними властивостями через одну годину. На основі параметрів кінетичних моделей та коефіцієнтів лінійної кореляції для даних форм ШПГ показано, що сорбція ВМ найбільш достовірно описується моделлю псевдодругого порядку у всьому діапазоні тривалості сорбції на відміну від моделі псевдопершого порядку. Це дозволяє зробити припущення про механізм вилучення іонів металів переважно за рахунок хемосорбції, а значення рівноважної адсорбції, розраховані теоретично на основі моделі псевдодругого порядку, добре узгоджуються з отриманими експериментально. Розраховані форми знаходження іонів ВМ у водних розчинах та в присутності  $\text{Cit}^-$  і ЕДТА-іонів за різних величин рН водного розчину підтвердили механізм видалення ВМ із водних середовищ в дослідженому діапазоні рН.

**Висновки.** Встановлено, що основними механізмами вилучення  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$ ,  $\text{Cd(II)}$  на сорбентах є утворення їх комплексних сполук з  $\text{Cit}^{3-}$ - та ЕДТА-іонами міжшарового простору ШПГ, формування яких є характерним для вказаних важких металів у досліджуваній області рН. Можливе також вилучення іонів ВМ за механізмом ізоморфного заміщення катіонів у метал-гідроксильних шарах ШПГ, а також комплексоутворення з фериольними групами на зовнішній поверхні композитів лише для  $\text{Cu(II)}$ , для якого композитні форми сорбенту виявилися ефективнішими. Аналіз отриманих даних дає підстави рекомендувати досліджені матеріали як ефективні сорбенти токсичних металів-комплексоутворювачів для очищення забруднених поверхневих вод при використанні сорбційної технології з відокремленням шламів магнітною сепарацією.

#### Перелік джерел інформації

1. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Київ: Мінекономрозвитку України. 2014. 36 с.
2. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ: Держспоживстандарт України. 2007. 36 с.
3. ДСанПіН 2.2.4-171–2010. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Офіц. вісн. України. 2010. № 51. С. 99.
4. Puzurnaya L.N., Pshinko G.N., Zub V.Ya., Zuy O.V. Removal of  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$ , and  $\text{Cd(II)}$  from water solutions by layered double hydroxides with different  $[\text{Mg(II)}]/[\text{Fe(III)}]$  molar ratio. Bull. Mater. Sci. – 2020– N 43 (3). – P. 1 – 6.
5. Пшинко Г.Н., Пузырная Л.Н., Косоруков А.А., Яцик Б.П., Шунков В.С. Сорбция  $\text{Eu(III)}$  из водных растворов  $\text{Zn,Al-}$  и  $\text{Mg,Al-}$ слоистыми двойными гидроксидами, интеркалированными цитрат-ионами, и их магнитными формами. Химия и технология воды. 2020. Т. 42, № 2. С. 113-125.

## ПОРІВНЯННЯ ЯКОСТІ ДЕМІНЕРАЛІЗОВАНОЇ ВОДИ, ОТРИМАНОЇ КОМБІНАЦІЄЮ МЕТОДІВ- RO-RO ТА RO-EDI

Ярослав Барашовець<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>2</sup>, Марія Чиренко<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ТОВ "Системи чистої води", Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

**Вступ.** Вода широко використовується в фармацевтичній галузі з різною метою:

- допоміжна речовина в складі лікарських засобів;
- розчинник для підготовки препаратів до застосування,
- розчинник при синтезі активних фармацевтичних інгредієнтів і виробництві лікарських засобів;
- очищувальний засіб для промивки й очищення обладнання, первинних пакувальних матеріалів тощо [1].

Вимоги до якості води залежать від її призначення. Виробництво та контроль якості води, що використовують при виробництві лікарських засобів, входять до сфери дії належної виробничої практики (GMP) [2]. Слід також зазначити, що сфера застосування води залежить не тільки від її якості, але й від способу виготовлення. У Європейській Фармакопеї та Державній Фармакопеї України містяться вимоги до таких категорій води:

- *Вода для ін'єкцій (Water for Injections)*
- *Вода очищена (Purified Water)*
- *Вода високоочищена (Highly Purified Water)*

Валідація та кваліфікація систем очищення, зберігання та розподілу води становлять фундаментальну частину GMP та невід'ємну частину інспектування на відповідність правилам GMP.

**Матеріали і методи.** Дослідження проведено у виробничих умовах на підприємстві «O.L.KAR.-АгроЗооВет-Сервіс», що є найбільшим виробником ветеринарних препаратів і кормових добавок в Україні. Об'єктом досліджень була технологія очищення води питного гатунку до фармакопейних вимог якості. В ході досліджень визначали питому електропровідність за методами off-line або in-line [1].

**Результати.** На підприємстві в якості вихідної води використовується вода з міської водогінної мережі. Згідно з вимогами [1,2] граничні значення питомої електропровідності очищеної води (PW) для застосування у фармацевтичній галузі знаходяться в межах до  $4,3 \text{ мкСм} \cdot \text{см}^{-1}$ . Досягнення таких показників забезпечується застосуванням комбінації методів: дистиляції (D), зворотного осмосу (RO), електродеіонізації (EDI) та іонного обміну (IE).

Метою наших досліджень було порівняння показників якості води після очищення на кінцевому етапі за двома способами: 1) послідовному застосуванню установок зворотного осмосу RO – RO; 2) комбінованому застосуванню установок зворотного осмосу та електродеіонізації RO –EDI.

Обидві ці схеми забезпечують одержання води на 2-х різних ділянках з однаковою вхідною водою та однаковою попередньою водопідготовкою.

Попередня підготовка води включає такі стадії:

- фільтрація на сітчастому фільтрі, рейтинг фільтрації - 90 мкм;
- механічна фільтрація на Filter Ag+[3];
- пом'якшення на сильнокислотному катіоніті Dowex [4];
- сорбція на активованому вугіллі Filtrasorb [5].

Продуктивність обох установок 200 дм<sup>3</sup>/год. Питома електропровідність вхідної води в середньому становила 800-860 мкСм·см<sup>-1</sup>. Проведені дослідження показали, що система RO-RO забезпечує очищення води до значення питомої електропровідності в діапазоні 1,0 – 4,3 мкСм·см<sup>-1</sup>. При цьому необхідно зазначити, що 4,3 мкСм·см<sup>-1</sup> є граничним значенням для води, очищеної по ДФУ Державна Фармакопея України.



Рис. 1 Двоступенева установка зворотного осмосу RO- RO, мембрани - LC- HR 4040



Рис. 2 Установка очищення води RO- EDI (мембрана - LC- HR 4040, марка модуля електродіонізації - Snow Pure EDI XL- 200)

Застосування схеми очищення води RO- EDI забезпечує одержання води з питомою електропровідністю в діапазоні 0,1- 3 мкСм·см<sup>-1</sup>.

Термін роботи модуля EDI складає в середньому 5-7 років, термін роботи мембран зворотного осмосу відповідно 3-5 років, що залежить від інтенсивності використання установок та якості вхідної води.

**Висновок.** Підготовка води для фармації вимагає особливого підходу з врахуванням жорстких вимог за показником питомої електропровідності. Застосування схеми очищення води RO- EDI забезпечує більш стабільне одержання води відповідної якості порівняно до схеми RO-RO, що гарантує досягнення показнику в діапазоні 0,1-3 мкСм·см<sup>-1</sup>.

#### **Перелік джерел інформації**

1. Настанова СТ-Н МОЗУ 42-3.7:2013. – Лікарські засоби. Належна виробнича практика / М. Ляпунов, О. Безугла, О. Гризодубта ін. – Київ, МОЗ України, 2013

2. EudraLex. – The Rules Governing Medicinal Products in the European Union. – Volume 4. EU Guidelines to Good Manufacturing Practice Medicinal Products for Human and Veterinary Use  
[http://ec.europa.eu/health/documents/eudralex/vol-4/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/documents/eudralex/vol-4/index_en.htm)

3. <https://ecosoft.ua/ua/filtruyushchiy-material-filter-ag-plus/>

4. <https://ecosoft.ua/ua/dowex-hcr-s-s/>

5. <https://ecosoft.ua/ua/filtruyushchiy-material-filtrisorb-300/>

## ДОСЛІДЖЕННЯ БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ НА КУЛЬТУРИ КЛІТИН НИРОК ЛЮДИНИ IN VITRO

Майя Верголяс, Наталія Дмитруха, Тамара Чуй, Олена Брантова,  
Тетяна Стрелківська

*Державна установа «Інститут медицини праці імені Ю.І. Кундієва НАМН  
України»*

**Вступ.** Сьогодні питна вода стає активним чинником впливу на здоров'я людини і першопричиною виникнення багатьох небезпечних захворювань. За даними ВООЗ вода містить 13 тисяч токсичних елементів, понад 80% всіх захворювань передається через воду [1]. Тому однією з актуальних і важливих проблем є забезпечення населення якісною і безпечною питною водою.

Сучасні фізико-хімічні та мікробіологічні методи аналізу складу води дозволяють оцінити якість води, але не дозволяють прогнозувати її вплив на організм людини. Отже, виникає потреба у розробці і використанні нових методів комплексної оцінки безпечності та якості питної води з можливістю прогнозування її впливу на різні живі організми [2]. Для цього успішно використовуються різні біологічні моделі – безхребетні тварини, гідробіонти, мікроорганізми, рослини, культури клітин людини та тварин [3].

Метою нашого дослідження була оцінка якості питної води з різних джерел водопостачання за впливом її на життєздатність клітин нирки людини в умовах in vitro.

**Матеріали та методи дослідження.** Дослідження з оцінки цитотоксичної дії води з різних джерел водопостачання виконано на клітинах лінії НЕК-293 (клітини ембріональної нирки), які отримані з клітинного банку Інституту експериментальної патології, онкології та радіобіології імені Р.Є. Кавецького НАН України. Вибір цих клітин-мішеней був обумовлений тим, що неякісна вода при споживанні в першу чергу несприятливо впливає на функцію нирок.

Під час дослідження визначали цитотоксичну дію контрольної води, що отримана згідно з рекомендаціям ДСТУ 4174:2003, води з водогону, води з бювету і фасованої води. Обрані зразки питної води відрізнялись між собою за хімічним складом.

Клітини культивували в поживному середовищі RPMI 1640 (“SIGMA”, США), яке містило 4 ммоль/л L-глутаміну, 10% ембріональної сироватки теляти (“SIGMA”, США), 40 мкг/мгЛ гентаміцину, у термостаті при 37°C з 5% CO<sub>2</sub> на пластиковому посуді (SenteLab, Україна). Зміну середовища проводили кожні 2 доби. Дослідження проводили за умови наявності у клітинній суспензії не менше 90% живих клітин. Під час дослідження клітини висаджували на 96-лункові планшети в концентрації 1×10<sup>5</sup>/мл (по 100 мкл на лунку) у повному ростовому середовищі. Через 24 години до клітин вносили досліджувані зразки води. За контроль були взяті лунки з клітинами, в які не додавали воду. Цитотоксичну активність води по відношенню до культур клітин визначали в тестах з метилтетразолієм (МТТ) та сульфородаміном В (SR В) після 24 годин

інкубації. Кількість життєздатних клітин в обох методах розраховували за показниками оптичної густини, яку вимірювали за допомогою спектрофотометру Sunrise Tecan (Австрія) при довжині хвилі 540 нм [4,5].

**Результати.** За даними МТТ-тесту встановлено, що досліджувані зразки води чинили не однаковий вплив на клітини. Так, найбільшу цитотоксичну активність по відношенню до клітин лінії НЕК-293 проявляли зразки води з водогону (кількість життєздатних клітин становила 64,4 %,  $p < 0,05$  порівняно з контрольними лунками). За впливу води з бювету та фасованої води кількість життєздатних клітин була 90,1% і 81,8% відповідно. Найменше на життєздатність клітини нирки впливала контрольна вода (кількість живих клітин становила 91,7%). Результати, що були отримані в тесті з SR В свідчать, що кількість живих клітин після додавання води з водогону становила 72,5%, води з бювету – 94,2 %, бутильованої води - 89,8 % і контрольної води - 100,0 %. Зміни морфології клітин після додавання води були не значними, в окремих клітинах після інкубації з водою з водогону було виявлено збільшені вакуолі, встановлено суттєво порушення їхнього моношару.

**Висновки.** Отримані результати дозволяють дійти висновку, що досліджувані зразки питної води виявляли незначний вплив на виживаність клітини нирки людини. Цей вплив залежав від хімічного складу води та проявлявся у незначному порушенні функції мітохондрій. Найбільший вплив за даними МТТ-тесту та тесту з сульфородаміном В на клітини нирки людини (лінія НЕК-293) спричиняла вода з водогону, яка містила хімічні домішки, а найменший - вода контрольна, що відповідає ДСТУ 4174:2003.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption [Text] // Official Journal of the European Communities. – 1998. – 54 p.

2. Альтернативні методи і тест-системи / І.М. Трахтенберг, В.М. Коваленко, Н.В. Кокшарева, П.Г. Жмілько [та ін.], К.: ВД «Авіцена», 2008. – 268 с.

3. Combes R.D. The use of human cells in biomedical research and testing / R.D. Combes // Altern. Lab. Anim. – 2004. - № 32. – P.43-49.

4. Верголяс М.Р., Трахтенберг І. М., Дмитруха І. М. Оцінка цитотоксичної активності води з різних джерел водопостачання // Довкілля та здоров'я. Київ, 2016. № 4 (80). С. 19–22.

5. Якубчак О.М. Щодо токсичності хлорованої водопровідної води / О. М. Якубчак, В. О. Загребельний, Л. В. Адаменко // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Сер.: Ветеринарна медицина, якість і безпека продукції тваринництва. - 2013. - Вип. 188(3). - С. 182-185.

**ВИКОРИСТАННЯ КОМПОЗИТНОГО МІКРОФІЛЬТРА  
З ФІЗІОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИХ МАТЕРІАЛІВ У ДЕФЕРИТИЗАЦІЇ  
АРТЕЗІАНСЬКОЇ ВОДИ**

**Маргарита Балакіна, Ольга Семінська**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського  
НАН України, Київ, Україна*

**Вступ.** Використання артезіанських свердловин – один із шляхів вирішення проблеми забезпечення населення якісною питною водою, оскільки артезіанські підземні води є найнадійнішим і найкращим за своєю якістю джерелом водопостачання. Наразі кілька сотень свердловин подають артезіанську воду в мережу київського міського водопроводу, і, крім того, в місті налічується 201 бюветний комплекс. Проте для київського регіону характерним природним компонентом артезіанської води є залізо [1], і внаслідок цього вміст заліза у воді деяких бюветів при нормі в питній воді  $0,2 \text{ мг/дм}^3$  [2] підвищений і становить від  $0,3$  до  $2,5 \text{ мг/дм}^3$  [3].

Хоча залізо і є життєво необхідним для розвитку та функціонування організму людини елементом, його надходження до організму у великій кількості небажано, оскільки перевищення нормованої кількості заліза також може стати причиною виникнення цілого ряду захворювань. Крім того, наявність підвищеної кількості заліза у воді погіршує її смак і запах.

Прикладом артезіанського джерела, де можливий підвищений вміст заліза, є бюветний комплекс на розі вул. Січових стрільців і Кудрявської в м. Києві [3]. У запропонованій роботі наведені результати з деферитизації знезалізнення води згаданого комплексу мікрофільтраційною мембраною, створеною з небезпечних для здоров'я людини матеріалів для очищення води питного призначення [4].

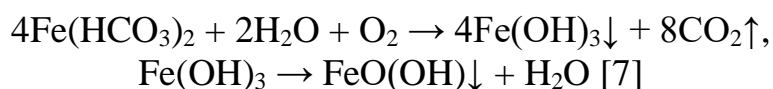
**Матеріали і методи.** Експерименти з мікрофільтрації були здійснені фронтальним фільтруванням через композитний мікрофільтр з фізіологічно безпечних матеріалів [4] (рейтинг мікрофільтрації  $0,7 \text{ мкм}$ ).

Деферитизації піддавалась артезіанська вода бюветного комплексу, що розташований на розі вул. Січових стрільців і Кудрявської в м. Києві. Концентрація заліза у використаній пробі води дорівнювала  $2,4 \text{ мг/дм}^3$ .

Визначення вмісту заліза у вихідній і очищеній воді здійснювали фотометричним методом з *o*-фенантроліном [5].

**Результати.** Згідно з даними [6], у підземних водах переважаючою формою існування заліза є гідрокарбонат заліза (II), стійкий лише у відсутності розчиненого кисню, при цьому відомо [7], що сполуки заліза(III) менш розчинні, ніж сполуки заліза(II). Цей факт послужив передумовою поєднання процесів мікрофільтрації та аерації оброблюваної артезіанської води при видаленні з неї сполук заліза. Таке поєднання повинно дозволити не тільки очистити воду, але й здійснити це без використання хімічних реагентів, що особливо важливо, оскільки йдеться про питну воду.

Як демонструє рис. 1, на початку процесу затримувальна здатність мікрофільтра ( $R$ ) по відношенню до заліза була порівняно невисокою та становила 43,3 %, тобто залишок заліза у воді дорівнює 1,4 мг/дм<sup>3</sup>, що в 7 разів перевищує потрібну кількість. Але вже через 15 хв від початку фільтрування з вихідної води видалось 78 % заліза (залишковий вміст становив 0,5 мг/дм<sup>3</sup>). При цьому спостерігалось доволі інтенсивне зниження питомої продуктивності мікрофільтра ( $J_w$ ) за рахунок утворення в процесі аерації гідроксисполук заліза відповідно до рівнянь:



і поступового їх відкладення на поверхні мікрофільтра.

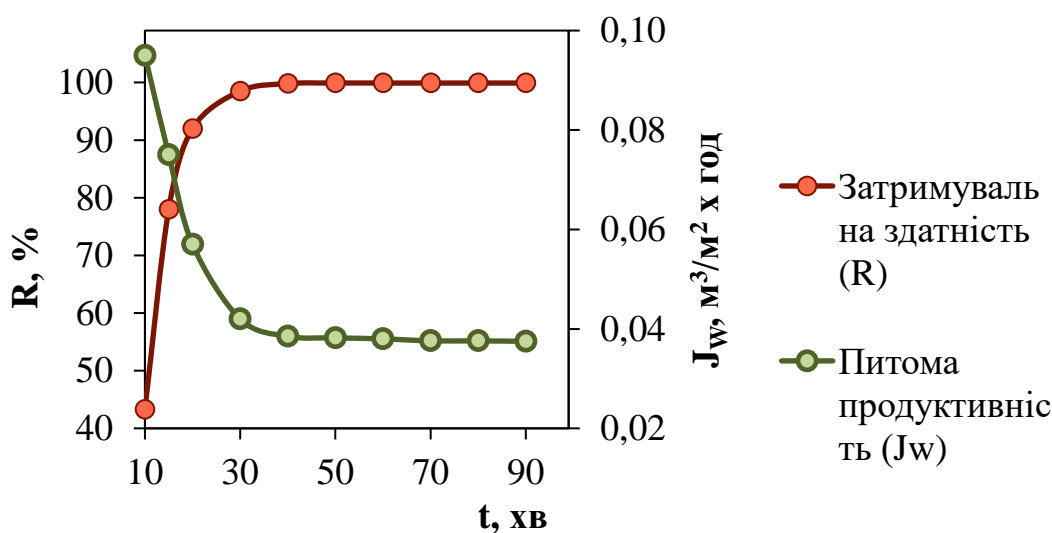


Рис. 1. Деферитизація артезіанської води поєднанням мікрофільтрації з аеруванням

Надалі питома продуктивність мікрофільтра була практично постійною та коливалась в межах 0,0376–0,0382 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup> х год). Відмічені зміни вказують на утворення модифікованого шару з гідроксисполук заліза, завдяки якому відбулось практично повне видалення заліза з артезіанської води – його концентрація була нижче визначуваного мінімуму *o*-фенантролінового методу – 0,05 мг/дм<sup>3</sup> [5].

Залізовмісний осад після мікрофільтрації є малонебезпечною речовиною 4-го класу безпеки, тому його можна складувати на полігонах або в накопичувачах. Проте, цей шлях нерентабельний, оскільки не передбачає будь-якого використання осаду, тоді як кардинальне вирішення екологічних проблем може бути забезпечено тільки шляхом створення безвідходних або маловідходних технологій. Основним завданням обробки осадів має бути отримання кінцевого продукту, якість якого забезпечує можливість його утилізації або зводить до мінімуму шкоду, що наноситься навколишньому

середовищу. У дослідженому випадку отриманий осад може бути використаний, зокрема, для виготовлення пігментів – залізного сурику й охр або коагулянтів  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  або  $\text{FeCl}_3$ .

**Висновки.** Використання мікрофільтрації через композитний мікрофільтр з рейтингом 0,7 мкм, виготовлений з фізіологічно безпечних матеріалів, у поєднанні з аерацією дозволило практично повністю деферитизувати артезіанську воду одного з бюветних комплексів м. Києва.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Терлецкая А.В., Богословская Т.А., Демченко В.Я., Топкин Ю.В. Результаты мониторинга химического состава и свойств артезианских вод в системе бюветного водоснабжения и воды природных родников на территории Киева в 1998-2005 гг. *iccwc.org.ua* › docs › buvety-kyiv-1998-2005 19.11.2020.

2. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. К.: Мінекономрозвитку України. 2014. 25 с.

3. Бювети Києва. Якість артезіанської води. За ред. В.В. Гончарука. К: Геопринт. 2003. 110 с.

4. Balakina M., Seminska O., Pischay I.Ya., Remez S. Obtaining environmentally safe microfilters and their use for deferrization of artesian water. *Slovak international scientific journal*. 2022. No 63. P. 4–7.

5. ДСТУ 6332:2003 Якість води. Визначання заліза. Спектрометричний метод із використанням 1,10-фенантроліну. Київ: Держспоживстандарт, 2004. 28 с.

6. Гомеля М.Д., Трус І.М., Грабітченко В.М. Вплив аерації та електролізу на зниження вмісту заліза. *Екологічна безпека*, 2014. № 1(17). С. 78–81.

7. Поварова Ю.Р., Трус І.М., Гомеля М.Д. Розробка технології знезалізнення підземних вод. V Всеукраїнська наукова конференція студентів «Наукова Україна» (27–28 травня 2019 р.): збірник статей. Дніпро: Акцент ПП, 2019. С. 132–134.

## ДИНАМІЧНА МЕМБРАНА З ГЛАУКОНІТУ В ЗНЕЗАЛІЗНЕННІ ПИТНОЇ ВОДИ

Ольга Семінська, Маргарита Балакіна

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського  
НАН України, Київ, Україна*

**Вступ.** Залізо поступається за поширеністю у земній корі з металів тільки алюмінію – його вміст там становить близько 5 %, тому не дивно, що його сполуки не рідко зустрічаються в природних водах. Крім того, значна кількість заліза надходить у природні води зі стічними водами деяких промислових підприємств. Питна вода централізованого водопостачання може містити залізо внаслідок корозії застарілих чавунних і сталевих водопровідних труб. Тривале вживання людиною води, що містить надмірну кількість (понад 0,2 мг/дм<sup>3</sup> [1]) заліза викликає захворювання шкіри та печінки, сечокам'яну хворобу, призводить до алергічних реакцій [2].

Наразі в системах водопідготовки знаходять все більше застосування баромембранні методи – мікро-, ультра-, нанофільтрація та зворотний осмос. Розповсюдження ці методи набули завдяки компактності апаратурного оформлення, надійності та простоті експлуатації, екологічній безпеці, невисокій енергоємності – як правило, енергія витрачається лише на перекачування розчинів. Ще одним напрямком зазначених процесів є використання динамічних мембран, одержуваних фільтруванням через пористі підкладки розчинів, які містять добавки диспергованих речовин. Безперечною перевагою динамічних мембран є практично необмежена тривалість служби – у разі механічного пошкодження такої мембрани не складно відновити завдяки відкладенню на підкладці нового напівпроникного шару. У разі погіршення мембранних характеристик під час експлуатації її можна також легко відновити.

Запропонована робота присвячена дослідженню можливості застосування динамічної мембрани при очищенні від сполук заліза води, призначеної для питних цілей.

**Матеріали та методи.** Експерименти здійснювали в лабораторній комірці фронтального типу. За підкладку під динамічну мембрану був використаний композитний мікрофільтр (максимальний діаметр пір 0,7 мкм) з підтримуючим шаром з лляного полотна та розділовим шаром з полівінілового спирту [3]. Мембраноутворюючою добавкою слугував глауконіт (шаруватий мінерал складу  $(K, H_2O)(Fe^{3+}, Al, Fe^{2+}, Mg)_2(OH)_2 \cdot nH_2O$ ) Карачаївського родовища (Хмельницька обл., Україна) фракцій 0,4–0,5; 0,16–0,25 і  $\leq 0,063$  мкм. Концентрацію загального заліза у вихідному розчині (5 мг/дм<sup>3</sup>) та пермеаті визначали фотоколориметричним методом з *o*-фенантроліном [4], каламутність – згідно з методикою [5].

**Результати.** Результати дослідження наведені на рисунку, який демонструє, що дисперсність глауконіту суттєво впливає на процес

затримування заліза динамічною мембраною, що особливо помітно на змінах питомої продуктивності.

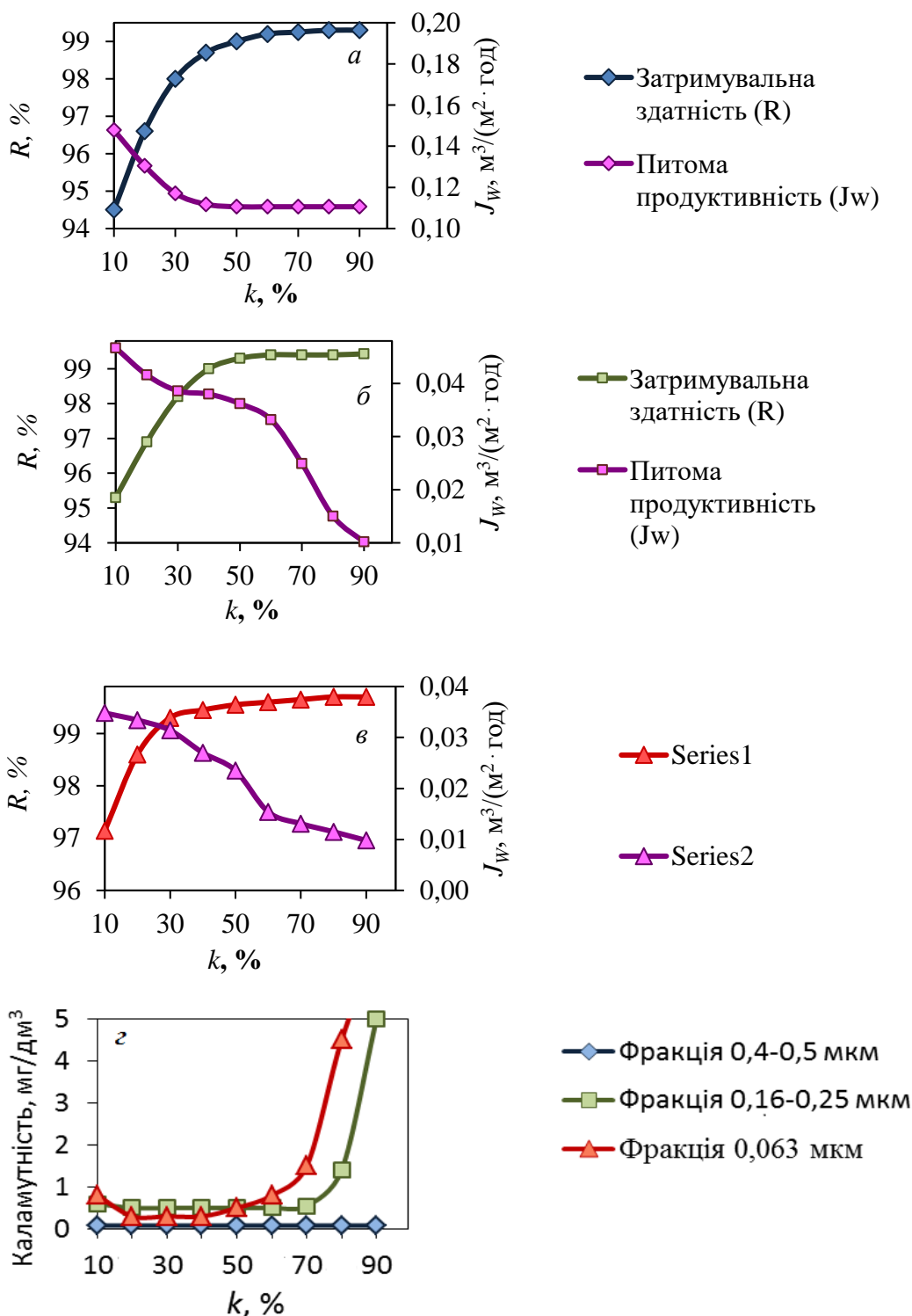


Рис. Залежність затримувальної здатності за загальним залізом (а-в), каламутності (г) і питомої продуктивності (а-в) композитного полівінілспиртового мікрофільтра від конверсії при фільтруванні в присутності глауконіту фракцій: а – 0,4–0,5; б – 0,16–0,25; в –  $\leq 0,063$  мкм при  $\Delta P = 0,5$  МПа

Так, якщо затримувальна здатність динамічних мембран ( $R$ ) у всіх трьох випадках на початку фільтрування становить  $\sim 94\text{--}97\%$  і на певному етапі вона встановлюється на рівні  $\geq 99\%$ , то швидше за все (при конверсії ( $k$ )  $30\%$ ) вона досягається у випадку найдрібнішої фракції (рис. в) і найповільніше (при  $k = 50\%$ ) – у випадку найкрупнішої (рис. а); для фракції  $\leq 0,16\text{--}0,25$  мкм це відбувається при  $k = 40\%$  (рис. б).

Питома продуктивність ( $J_w$ ) у випадку використання фракції  $0,4\text{--}0,5$  мкм до  $k = 30\%$  інтенсивно падає, потім її зниження уповільнюється та після  $k = 50\%$  встановлюється на одному рівні (рис. а). У випадку фракцій  $0,16\text{--}0,25$  (рис. б) і  $\leq 0,063$  мкм (рис. в) зниження питомої продуктивності не припиняється до кінця фільтрування.

Очевидно, що частинки глауконіту розміром  $0,4\text{--}0,5$  мкм майже повністю відкладаються на поверхні мікрофільтра і до пермеату не потрапляють, про що свідчать значення каламутності – вони лежать нижче рівня чутливості методу визначення ( $\leq 0,1$  мг/дм<sup>3</sup> [5]). У двох інших випадках частинки мембраноутворюючої добавки проникають у пори мікрофільтра, поступово забиваючи їх; також частинки глауконіту потрапляють у пермеат, що підтверджують значення каламутності: до  $k = 60\%$  вони лежать у межах  $0,3\text{--}0,8$  мг/дм<sup>3</sup>), досягаючи надалі значно більш високих значень (рис. з).

**Висновки.** Таким чином, проведені дослідження показали, що використання глауконіту фракції  $0,4\text{--}0,5$  мкм за мембраноутворюючу добавку динамічної мембрани при очищенні води від сполук заліза до питної якості виявилось цілком придатним – вода була очищена до вмісту заліза  $\sim 0,03$  мг/дм<sup>3</sup> при регламентованому рівні  $0,2$  мг/дм<sup>3</sup>.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. К.: Мінекономрозвитку України. 2014. 25 с.
2. Андрусішина І.М. Вплив мінерального складу питної води на стан здоров'я населення (огляд літератури). Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. 2015. № 1(16). С. 22–31.
3. Balakina M., Seminska O., Pischay I.Ya., Remez S. Obtaining environmentally safe microfilters and their use for deferrization of artesian water. Slovak international scientific journal. 2022. No 63. P. 4–7.
4. ДСТУ ISO 6332-2003. Якість води. Визначання заліза. Спектрометричний метод із використанням 1, 10 - фенатроліну (ISO 6332:1988, IDT). К.: Держспоживстандарт України, 2004.
5. ДСТУ ISO 7027-2003. Якість води. Визначання каламутності (ISO 7027:1999, IDT). К.: Держспоживстандарт України, 2004.

## ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ СОРБЦІЇ БРОМІД-ЙОНІВ АКТИВОВАНИМ ВУГІЛЛЯМ ПРИ ПІДГОТОВЦІ ПИТНОЇ ВОДИ

Юлія Мазна, Олег Зуй

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** При знезараженні питної води, що містить підвищені кількості броміду, озоном та іншими окисниками утворюються побічні продукти дезінфекції – бромовані органічні сполуки, а також бромат, що є відомим канцерогеном і має гранично допустиму концентрацію 10 мкг/дм<sup>3</sup> [1]. Оскільки бромат може утворюватися лише з броміду, що міститься у воді, актуальним завданням є попереднє видалення броміду з бромідвмісних вод. Цю задачу можна вирішити, застосувавши сорбцію бромід-йонів на сорбентах різних типів. Для сорбції аніонів з вод широко застосовуються сорбенти, що мають функціональні групи у вигляді амінних угруповань, наприклад, сорбент SAХ, що є комерційно доступним у вигляді спеціальних картриджів і має у своєму складі четвертинні амонієві групи, або сорбент DE-81, що складається з діетиламіноетилцелюлози (ДЕАЕ-целюлози), доступний у вигляді модифікованого фільтрувального паперу, причому вміст діетиламіноетил-груп в ДЕАЕ-целюлозі незначний: одна ДЕАЕ-група припадає на 6-8 елементарних ланок нативної целюлози. Не дивлячись на це, ізoeлектрична точка ДЕАЕ-целюлози дуже відрізняється від ізoeлектричної точки нативної целюлози (рН 11,5 та рН 2,7 відповідно), тому поверхня ДЕАЕ-целюлози за близьких до нейтральних значень рН аналізованої проби, на відміну від нативної целюлози, заряджена позитивно. Саме діетиламіноетил-групи надають ДЕАЕ-целюлозі йонообмінних властивостей. Проте сорбція броміду на йонообмінних сорбентах не є вибірковою: сорбуватися на них тією чи іншою мірою будуть усі аніони, включаючи хлорид, сульфат, гідрокарбонат і нітрат, що є макрокомпонентами природних вод. Сорбція макрокомпонентів вод може заважати сорбції визначуваного аніону – броміду. Тому важливим є вивчення сорбції бромід-йонів з середовища природних вод, що можуть слугувати джерелами питного водопостачання, на активованому вугіллі з метою з'ясування загального впливу макрокомпонентів води на сорбцію броміду.

**Матеріали і методи.** В роботі використовували вугілля активоване деревне марки БАУ-А, воду дистильовану та природну підземну з добавками бромід-йонів. Для потенціометричного детектування йонів броміду застосовували йономір лабораторний И-160 в комплекті з йонселективним електродом ЕЛІС-131Br та електродом порівняння ЕСр-10101. Для спектрофотометричного детектування броміду за власним світлопоглинанням в УФ-ділянці спектру або із застосуванням органічного реагенту фенолового червоного використовували спектрофотометр Shimadzu 2450, для визначення броміду методом індуктивно зв'язаної плазми у поєднанні з мас-спектрометрією – ІСР-MS спектрометр Agilent 7500 се. Для

йонохроматографічного визначення броміду використали йонний хроматограф Цвет-3006 з кондуктометричним детектором, аналітичною колонкою КАНК АСТ і карбонатно-гідрокарбонатним елюентом. Стандартні розчини броміду готували, використовуючи відповідні наважки солі KBr кваліфікації ос.ч. Застосовували наважку промитого водою активованого вугілля 4,0 г, при контакті з 100 см<sup>3</sup> дистильованої або природної води, що містила різні концентрації бромід-йонів.

**Результати.** Використання йонохроматографічного методу для детектування залишкових кількостей бромід-йонів виявило недостатню чутливість методу – 100 мкг/дм<sup>3</sup>, спектрофотометрія в ультрафіолетовій ділянці спектру виявилась непридатною через заважаючу дію мікрочасточок вугілля, що залишалися в розчині після сорбції. Тому в подальшому для контролю бромід-йонів застосовували йон-селективний електрод в інтервалі концентрацій  $5 \times 10^{-6}$  –  $9 \times 10^{-5}$  М, спектрофотометрію з феноловим червоним в інтервалі концентрацій броміду 20-500 мкг/дм<sup>3</sup>, і для порівняння – спектроскопію ІСР-MS.

При контакті активованого вугілля з дистильованою водою, збагаченою бромід-йонами, отримано такі дані. Дослідами встановлено, що зі збільшенням часу контакту сорбенту з розчином залишкова концентрація бромідів у розчині поступово знижується. З'ясовано, що при вихідній концентрації броміду у дистильованій воді 700 мкг/дм<sup>3</sup> за 10 хвилин сорбції досягається ступінь сорбції 80%; при вихідній концентрації броміду у воді 35 мкг/дм<sup>3</sup> за 10 хвилин сорбції досягається ступінь сорбції 46%. Проведено дослідження щодо можливості сорбції бромід-йонів з підземної води Дніпропетровської області. При контакті з 100 см<sup>3</sup> підземної води, що містила різні додані кількості бромід-йонів (1; 2; 5; 7 мг/дм<sup>3</sup>), встановлено, що зі збільшенням часу контакту сорбенту з водою залишкова концентрація бромідів у розчині знижується. При вихідній концентрації броміду у досліджуваній воді 7 мг/дм<sup>3</sup> за 10 хвилин сорбції досягається ступінь сорбції 60%; при вихідній концентрації броміду у воді 1 мг/дм<sup>3</sup> за 10 хвилин сорбції досягається ступінь сорбції 32%.

**Висновки.** Таким чином, видалення броміду підвищується при збільшенні часу витримки дистильованої та природної води з активованим вугіллям. З підвищенням концентрації броміду у воді підвищується також ступінь його сорбції на вугіллі. Відмічено, що компоненти природної води дещо знижують сорбційну здатність сорбента по відношенню до бромід-йонів порівняно з дистильованою водою, імовірно, внаслідок конкуруючої дії інших аніонів-макрокомпонентів.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Зуй О.В., Гончарук В.В. Гетерогенно-хемилюминесцентный анализ в определении наногаммовых количеств анионов. – К.: Наукова думка, 2013. – 252 с.

**THEORETICAL ANALYSIS OF THE SURFACE ACTIVITY OF PROTEINS  
IN WATER: ADSORPTION ISOTHERM FOR BOVINE SERUM ALBUMIN  
AT THE AIR-WATER INTERFACE**

**Eugene V. Aksenenko<sup>1</sup>, Georgi Gochev<sup>2</sup>, Dorota Gawel<sup>2</sup>, Jan Zawala<sup>2</sup>,  
Nataliya O. Mishchuk<sup>1</sup>, Volodymyr I. Kovalchuk<sup>3</sup>, Reinhard Miller<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> *A.V. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Chemistry of Water, National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

<sup>2</sup> *Jerzy Haber Institute of Catalysis and Surface Chemistry, Polish Academy of Sciences, Krakow, Poland*

<sup>3</sup> *F.D. Ovcharenko Institute of Biocolloid Chemistry, National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

<sup>4</sup> *Technical University Darmstadt, Germany*

**Introduction.** Proteins, which essentially are macromolecular surfactants, are involved in food products through their foaming and emulsifying properties. The role of proteins in food-related applications is greatly determined by their surface activity in water solutions. Proteins are strongly surface active and readily adsorb at air-water and oil-water interfaces. The properties of the resulting adsorption layers depend on the surface activity of the adsorbing molecules and the 2-D intermolecular interactions within such interfacial layers.

Early studies showed that the classical approach of Gibbs is inapplicable to protein systems. The Langmuir adsorption isotherm, the Langmuir–Szyszkowski surface tension equation, or the Frumkin approach (which takes into account the intermolecular interactions) also appear inadequate to describe protein adsorption. It became obvious that, to elaborate a more adequate description of the thermodynamic properties of adsorbed protein layers, the theory should assume the unique features of proteins as a special case of macromolecules because of their complicated chemical composition (hetero-polymeric chain), which gives rise to well-defined secondary ( $\alpha$ -helix,  $\beta$ -sheet, etc.) and tertiary (folding) molecular structures.

Therefore, a thermodynamic model accounting for non-idealities of both enthalpy and entropy was proposed in [1, 2]. It is based on the treatment of an interfacial protein layer as a 2-D solution, where the interfacial chemical composition is considered to be a mixture of the same components (solvent and solutes) as in the solution bulk, and that the protein molecules can occupy a discreet spectrum of molar areas. In the model considered here, two regions with different characters of the dependence of surface pressure  $\Pi$  on bulk protein concentration  $c$  are assumed, as suggested by the experimental data. That is, a “low”  $\Pi$  regime defined as the pre-critical region in the surface pressure isotherm,  $\Pi(c)$ , which is followed by a post-critical region, where the surface coverage  $\theta$  and the corresponding  $\Pi$  increase only slightly due to 2-D condensation (aggregation) of protein molecules adsorbed in a monolayer. At the same time, the surface excess (adsorption)  $\Gamma$ , can significantly increase due to the formation of additional layer(s) adjacent to the primary one.

**Theory.** The model assumes a discrete spectrum of  $n$  adsorbed states ( $1 \leq j \leq n$ ) for the protein molecules, where the average molar area  $\omega$  is distributed in the

range between two boundary values:  $\omega_1$ , which corresponds to state “1” with a minimum area, and  $\omega_n$ , which corresponds to the  $n^{\text{th}}$  state with a maximum area. At any intermediate state  $j$ , the partial molar area is  $\omega_j = \omega_1 + (j - 1)\omega_0$ , where  $\omega_0$  is an area increment taken to be in the order of the area per adsorbed water molecule. The average molar area,  $\omega$ , is determined via  $\theta$ , the partial adsorption in the  $j^{\text{th}}$  state,  $\Gamma_j$ , and the total adsorption,  $\Gamma$ :

$$\theta = \omega\Gamma = \sum_{j=1}^n \omega_j \Gamma_j, \quad \Gamma = \sum_{i=1}^n \Gamma_i. \quad (1)$$

The adsorption isotherm equation for each  $j^{\text{th}}$  adsorbed state reads:

$$b_j c = \omega \Gamma_j (1 - \theta)^{-\omega_j/\omega} \exp\left[-2a(\omega_j/\omega)\theta\right]. \quad (2)$$

where  $b_j$  is the adsorption equilibrium coefficient for the protein molecules in the  $j^{\text{th}}$  state, and  $a$  is a Frumkin-type interaction parameter ( $a > 0$  means intermolecular attraction), which accounts for the enthalpic non-ideality. It was proposed earlier that the surface activity of adsorbed proteins increases with increasing partial molar area,  $\omega_j$ , according to a power law with a constant exponent,  $\alpha$ , [1, 2]:

$$b_j = (\omega_j/\omega_1)^\alpha b_1 \quad (3)$$

which makes it possible to eliminate all coefficients  $b_j$  (for  $j > 1$ ) from the equations, thus greatly simplifies the formulation of the model. Note that the setting  $\alpha > 0$  means that the adsorption of molecules in states with larger molar areas is favoured [3-5]. Then, combining Eqs. (2) and (3), one obtains:

$$b_1 c = \omega \Gamma_j (\omega_j/\omega_1)^{-\alpha} (1 - \theta)^{-\omega_j/\omega} \exp\left[-2a(\omega_j/\omega)\theta\right] \quad (4)$$

Eqs. (1)-(4) constitute a set, the solution of which enables to determine the dependence of the adsorption  $\Gamma$  throughout the whole range of protein equilibrium concentration in the solution  $c$ , for any suitable set of model parameters. Then, for relatively low protein concentrations (pre-critical region), the equation of state reads:

$$-(\Pi\omega_0/RT) = \ln(1 - \theta) + \theta(1 - \omega_0/\omega) + a\theta^2 \quad (5)$$

With Eqs. (1)–(5), a protein monolayer can be described by adjusting values for the six model parameters:  $a$ ,  $\alpha$ ,  $b_1$ ,  $\omega_0$ ,  $\omega_1$  and  $\omega_n$ . A kink point,  $\Pi^*$ , in the  $\Pi(c)$  isotherm is observed, corresponding to the critical bulk ( $c^*$ ) and surface ( $\Gamma^*$ ) protein concentrations, which divide the isotherms into a pre-critical region ( $\Pi < \Pi^*$ ,  $\Gamma < \Gamma^*$ ) and a post-critical region ( $\Pi > \Pi^*$ ,  $\Gamma > \Gamma^*$ ); the superscript “\*” refers to the critical values of the different quantities. In the post-critical region,  $\Pi$  usually increases only slightly, which is attributed to a 2-D condensation (surface aggregation), a compression of the layer [1, 2, 6] and the formation of a multilayer structure [1, 2, 7]. The protein molecules and aggregates are considered as independent kinetic units, and it is approximated that the increase of  $\Pi$  is proportional to the increase in  $\Gamma$  with a factor equal to the inverse value of the aggregation number,  $n_a$ , [3-5]:

$$\Pi = \Pi^* \left[1 + (1/n_a)(\Gamma(c) - \Gamma^*)/\Gamma^*\right], \quad \Pi > \Pi^*. \quad (6)$$

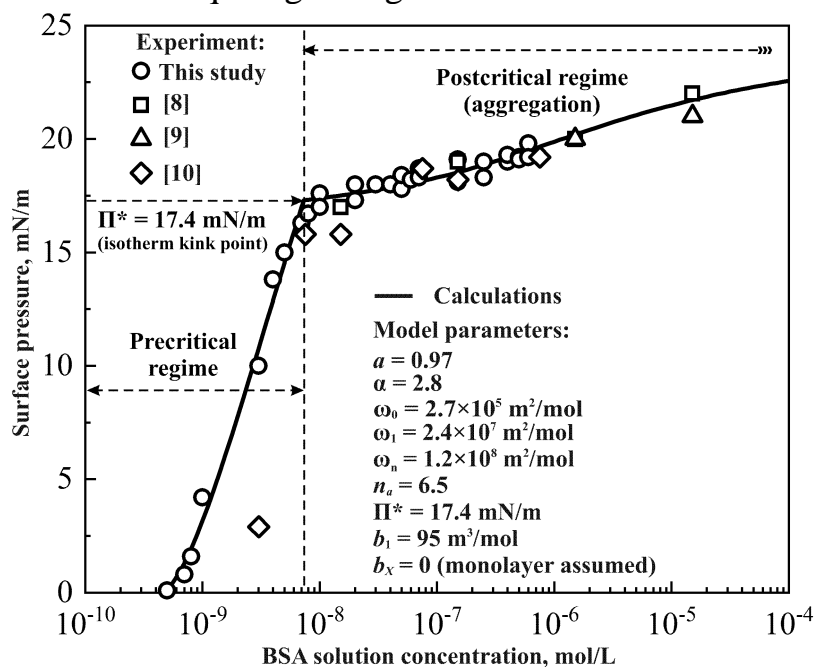
Equations (1)–(6) describe the adsorption isotherm and the surface equation of state for a protein monolayer within a 2-D solution model. Further accumulation of

material onto the saturated monolayer gives rise to the formation of an adjacent protein layer adsorbed onto the primary monolayer, which can be described by a Langmuir-type isotherm with the adsorption equilibrium constant,  $b_x$ :

$$\Gamma_{\Sigma}(c) = \Gamma(c) \left[ 1 + b_x c / (1 + b_x c) \right], \Pi > \Pi^*. \quad (7)$$

**Results and Discussion:** Eqs. (1)-(7) were implemented in a software used to calculate the dependence of surface pressure and other characteristics on the concentration of protein solution in equilibrium with adjacent air. The model, the fitting procedures and the dedicated software are described in details in [5].

Here we analyse experimental data for the surface pressure of aqueous salt-free Bovine Serum Albumin (BSA) solutions using the above model. The data were obtained with drop/bubble shape analysis tensiometry using the commercial instrument PAT-1M (Sinterface, Germany) in a buoyant bubble mode [4, 5]. The figure below shows the obtained experimental data in terms of the surface pressure isotherm  $\Pi(c)$ ; note that the values are in quite good agreement with literature data [8 – 10].



The model simulation curve is in an excellent agreement with the experimental data. This comparison was made with supporting data on the adsorption isotherm  $\Gamma(c)$  and the surface dilational modulus  $E(\Pi)$  in the manner presented in our recent publication [5], where we investigated another globular protein  $\beta$ -lactoglobulin.

1. Fainerman, V.B. *et al. Adv. Colloid Interface Sci.* **2003**, *106*, 237–259.
2. Fainerman, V.B.; Miller, R. *Colloid J.* **2005**, *67*, 393–404.
3. Wüstneck, R. *et al. Colloids Surf. A* **2012**, *404*, 17–24.
4. Gochev, G. *et al. Colloids Surf. A* **2013**, *422*, 33–38.
5. Gochev, G. *et al. Colloids Interf.* **2021**, *5*, 14 (26 p.).
6. Fainerman, V.B.; Miller, R. *Langmuir* **1999**, *15*, 1812–1816.
7. Douillard, R. *et al. J. Colloid Interface Sci.* **1994**, *163*, 277–288.
8. Wen, X.; Franses, E.I. *Colloids Surf. A* **2001**, *190*, 319–332.
9. McClellan, S; Franses, E.I. *Colloids Surf. B* **2003**, *28*, 63–75.
10. Ybert, C.; di Meglio, J-M. *Europ. Phys. Journ. B* **1998**, *4*, 313-319.

## ПЕРЕВАГИ ЗАСТОСУВАННЯ ПОЛІОКСИХЛОРИДУ АЛЮМІНІЮ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

Наталія Гусятинська, Оксана Деменюк

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Ефективність очищення води як для потреб питного водопостачання, так і технічних цілей є актуальним питанням сьогодення.

В той же час, на практиці часто виникають труднощі з виконанням гігієнічних нормативів із каламутності й залишкового алюмінію, коли в окремі періоди процеси коагуляції проходять неефективно [1]. Тому одним із важливих завдань у технології водопідготовки є підвищення ефективності реагентного оброблення води. Обґрунтований вибір реагентів та технологічних параметрів значною мірою сприятиме інтенсифікації процесу коагуляційного очищення природних і стічних вод і підвищенню його ефективності. Метою дослідження був порівняльний аналіз процесу коагуляції з використанням класичного сульфату алюмінію і сучасних реагентів на основі поліоксихлориду алюмінію, а також визначення оптимальної концентрації кожного з них для очищення природної води р. Дніпро.

**Матеріали і методи.** Предметом дослідження стали коагулянти: сульфат алюмінію (СА): очищений, сухий з вмістом оксиду алюмінію ( $Al_2O_3$ ) 16%; поліоксихлорид алюмінію (I): розчин з масовою часткою  $Al_2O_3$  20% і хлорид-іонів  $Cl^-$  12,5% та поліоксихлорид алюмінію (II): розчин з масовою часткою  $Al_2O_3$  17% і хлорид-іонів  $Cl^-$  22%. Коагулянти додавались до води у вигляді 10%-го розчину, перерахунок дозування здійснювався на кількість абсолютно сухої діючої речовини.

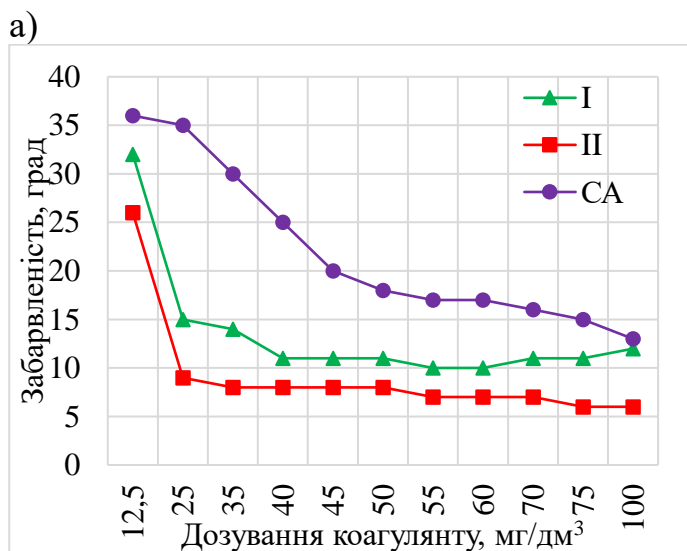
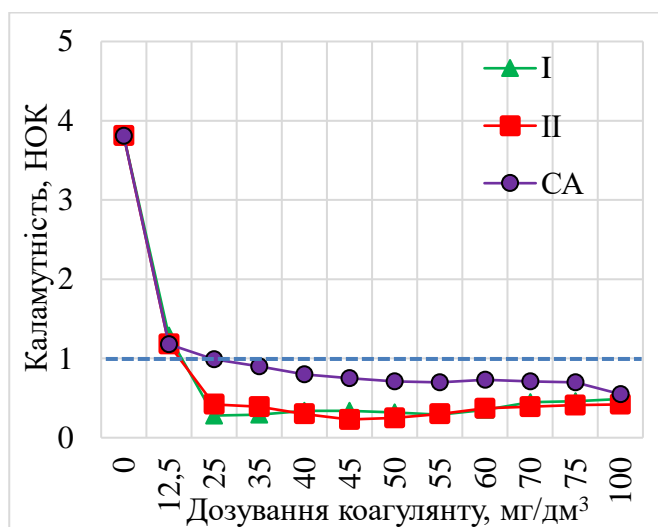
Пробну коагуляцію з кожним реагентом здійснювали за наступною методикою: до проб річкової води (р. Дніпро) об'ємом 1 дм<sup>3</sup> додавали 10%-ий розчин коагулянту у кількості, що відповідає діапазону від 12,5 до 100 мг активної речовини на 1 дм<sup>3</sup> води, що очищується. Далі, для ретельного змішування коагулянтів з водою, посудину з реагентами поміщали на магнітну мішалку та інтенсивно (за 400 об/хв) перемішували протягом 2 хвилин. Після чого частоту обертів знижували до 50 об/хв з метою створення сприятливих умов для пластівцеутворення – тривалість процесу становила 10 хв. Далі здійснювали прояснення зкоагульованого розчину відстоюванням тривалістю 30 хв. І остаточне очищення проясненої води відбувалося шляхом фільтрування крізь шар кварцевого піску.

Контроль якості очищення води здійснювали за показниками, які після повного аналізу хімічного складу річкової води були завищені [2], а саме: забарвленість, каламутність, перманганатна окиснюваність, загальне залізо, а також контролювали залишковий вміст алюмінію, після застосування алюмовмісних коагулянтів.

Результати. За вихідними даними досліджувана нами вода відноситься до мало каламутних та із середньою кольоровістю. Оскільки на р. Дніпро є ряд

водосховищ, в т.ч. Київське водосховище, то вода у ньому частково відстоюється і завислі речовини осідають, а от органічні речовини водойми окислюються слабше, ніж в швидких річках [3]. Як наслідок, підвищується забарвленість такої води від присутніх органічних гумінових і фульвокислот, а також підвищується показник перманганатної окиснюваності, що є узагальненою характеристикою вмісту органічних речовин у воді. Також в пробах вихідної води спостерігається завищений показник вмісту заліза, швидше за все органічного походження. Згідно рекомендацій СНиП 2.04.02-84, дозування коагулянту на очищення такої води слід підбирати опираючись на ефективність зниження показника кольоровості [4].

На основі пробних коагуляцій різними дозами алюмовмісних реагентів, отримано наступні криві коагуляції (Рис.1) – зміни значень кольоровості та каламутності річкової води після очищення.



б)

Рис.1. Зміна каламутності (а) та кольоровості (б) річкової води залежно від дозування коагулянту

Як демонструють наведені графіки, зниження каламутності води до нормативних показників (1 НОК – для водопровідної води), відбулося з усіма реагентами однаково добре і за дозування 25 мг/дм<sup>3</sup> в усіх випадках маємо задовільний результат. А от із забарвленістю води маємо іншу залежність – за дозування 25 мг/дм<sup>3</sup> нормативу (20 град) вдалося досягнути лише із застосуванням поліоксихлоридів алюмінію, сульфат алюмінію при цьому знизив кольоровість лише на 5 град. Подальше збільшення витрати даного реагенту на очищення давало незначне зниження показника, і лише при збільшенні дози майже вдвічі (45 мг/дм<sup>3</sup>), кольоровість знизилася до необхідних 20 град.

**Висновки.** Проведені дослідження з ефективності застосування поліоксихлоридів алюмінію для очищення питної води показали, що якість такого очищення значно вища за класичне з використанням сульфату алюмінію. Сучасні алюмовмісні реагенти дозволяють якісно очищувати воду із завищеними кольоровістю, вмістом органічних речовин та загального заліза, при цьому їх витрати на процес очищення є значно нижчими за витрати сульфату алюмінію.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Кобилянський В.Я. Контроль якості питної води: монографія. Харків: ХНАМГ, 2013. 200с.
2. Корінько І. В., Панасенко Ю. О. Інноваційні технології водопідготовки: монографія. Харків: ХНАМГ, 2012. 208 с.
3. Коваленко В.Ф., Гончарук В.В. Экологическое состояние водных экосистем Украины на примере реки Днепр. Химия и технология воды. 2019. Т. 41, №3(269). С. 278-292.
4. Кулишенко А.Е., Клименко Н.А., Гречаник С.В., Костюк В.А., Авраменко Л.П. Особенности применения алюможелезных композиционных коагулянтов в очистке воды с высоким содержанием природных органических веществ. Химия и технология воды. 2020. Т. 42, №1(273). С. 83-96.

## ІННОВАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

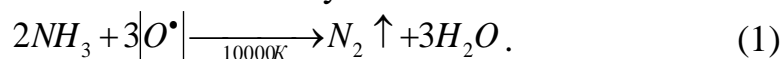
Олександр Квартенко

*Національний університет водного господарства та природокористування,  
Рівне, Україна*

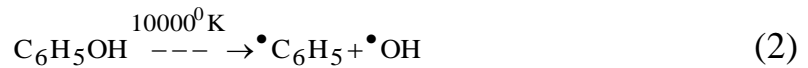
**Вступ.** Проведені моніторингові дослідження параметрів якості підземних вод [1] вказали на наявність у них забруднень як природного (кольоровість, агресивний карбон(IV) оксид, легкоокиснювані та комплексні органічні речовини, гумінові кислоти, сполуки  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ), так і антропогенного характеру (іони  $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , феноли, сполуки фосфору, поверхнево активні речовини). Більшість існуючих в Україні станцій очищення підземних вод було введено в експлуатацію за технологією фільтрування зі спрощеною аерацією, яка не передбачала комплексне видалення наведених вище забруднень. Існуючі технології є екстенсивними, енергоємними, зі значними капітальними та експлуатаційними витратами. Тому наукове обґрунтування, дослідження та впровадження технологічного рішення, яке передбачає комплексне очищення підземних вод у результаті комбінування як відомих так і удосконалених фізичних, біологічних та фізико-хімічних методів, є актуальним.

**Матеріали і методи.** Фотоколориметричний, титрометричний та потенціометричні методи визначення досліджуваних інгредієнтів.

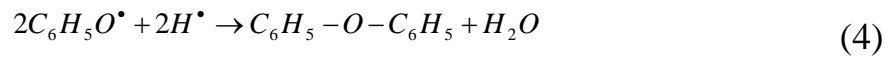
**Результати.** В результаті проведених теоретичних та експериментальних досліджень встановлено, що при відповідній комбінаториці як відомих так і удосконалених методів із використанням синергетичного ефекту швидкість проходження процесів комплексного очищення багатоконпонентних систем є не на багато нижчою, ніж для однокомпонентних систем ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Для очищення слабкихсліх (рН 5,8–6,5) підземних водах із низьким лужним резервом (до 1,5 ммоль/дм<sup>3</sup>) в присутності сполук амонійного нітрогену (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>), фенолів (0,08-0,5 мг/дм<sup>3</sup>), комплексних сполук  $\text{Fe}(\text{II})$  – ГК (до 10,0 мг/дм<sup>3</sup>), катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  (до 0,5 мг/дм<sup>3</sup>) рекомендовано застосовувати технологічну схему із застосуванням процесів гідродинамічної кавітації — підлучення – коагуляції – фільтрування. Загальний вигляд водоочисного комплексу продуктивністю 5 м<sup>3</sup>/год наведено на (рис. 1). Очищення води відбувається у декілька етапів [2]. На першому етапі, при проходженні вихідної води через гідродинамічний кавітатор відбувається процес механотермолізу води [3,4] з утворенням інтермедіатів ( $\text{OH}\cdot$ ,  $\text{H}\cdot$ ,  $\text{O}\cdot$ ). Крім того при захопванні кавітаційних пухірців виникає високий тиск (1013,25 МПа  $\approx$  10000 ат.) та температура (до 10000 К) [3]. Сукупність цих процесів приводить до деструкції та окиснення амонійного нітрогену, фенолів, гумінових комплексів за наступними механізмами:



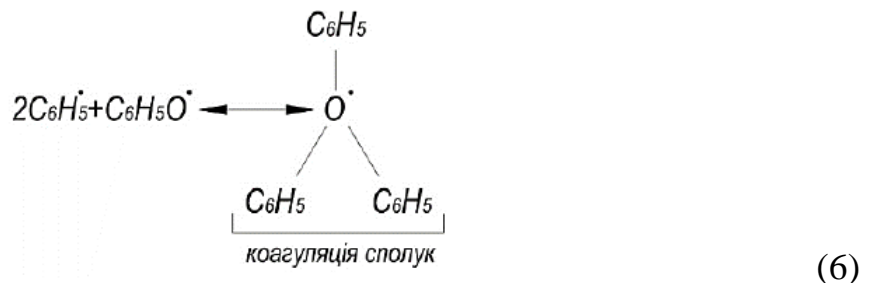
Одночасно у воді відбуваються реакції деструкції фенолів:



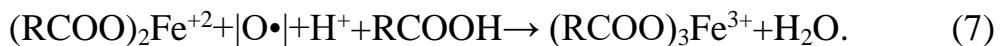
Під дією локальних високих температур та тиску відбувається рекомбінація радикалів з утворенням ряду сполук:



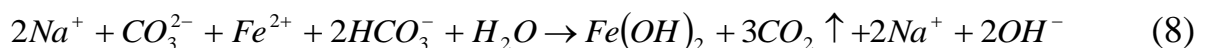
У контактній колоні проводиться початкове окиснення фенолів з їх розкладенням до проміжних складових. Введення у воду розчину кальцинованої соди дозволяє призупиняти процес окиснення на стадії утворення інтермедіатів із наступною коагуляцією утворених сполук алюміній гідроксохлоридом.



У присутності у воді залізогумінових комплексів відбувається їх руйнування та окиснення зв'язаного з ними  $Fe^{2+}$ :



У результаті утворювалася колоїдна система яка легко видалялася на фільтрах при застосуванні коагулянтів (дозою 15–20 мг/дм<sup>3</sup>). Введення додаткового джерела неорганічного вуглецю (розчину кальцинованої соди дозою 35–45 мг/дм<sup>3</sup>) сприяє підвищенню величини гідрокарбонатної лужності що впливає як на прискорення процесу коагуляції так і на інтенсифікацію процесу біологічного знезалізнення.



У результаті реакції у воду виділявся  $CO_2$ , який використовувався мікроорганізмами роду *Gallionella* як додаткове джерело неорганічного вуглецю для побудови клітинної біомаси та створення матриксних структур в міжпоровому просторі фільтруючого завантаження. Матриксні структури в свою чергу є природними сорбентами для катіонів  $Cr^{6+}$ ,  $Al^{3+}$  [5].

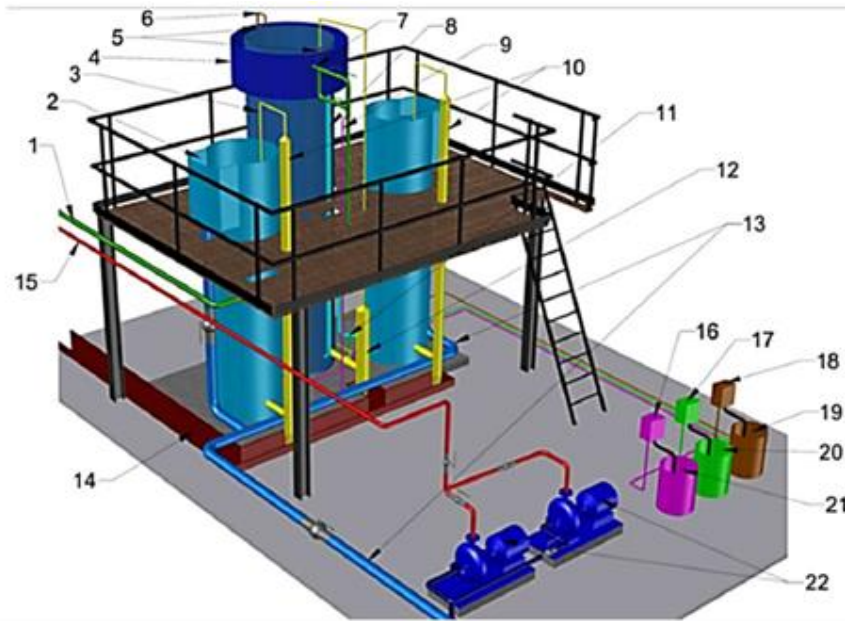


Рис. 1. Блочно-модульна станція очищення підземних вод: 1 – трубопровід подачі вихідної води; 2 – карман фільтра для збору та відведення фільтрату; 3 – трубка зриву вакууму; 4 – круговий перегородчастий змішувач; 5 – перегородки; 6 – патрубок подачі розчину коагулянту; 7 – кавітатор; 8 – відвід води до нижньої частини контактної колони; 9 – патрубок подачі розчину кальцинованої соди; 10, 12 – гідророботи; 11 – патрубок подачі води на фільтри; 13 – трубопровід відведення фільтрату; 14 – канал збору та відведення відпрацьованих промивних вод; 15 – трубопровід подачі води споживачам; 16, 17, 18 – насоси дозатори; 19, 20, 21 – баки розчинів коагулянту, флокулянту, кальцинованої соди

Результати досліджень очищення підземних вод на діючій станції наведено на рис. 2.

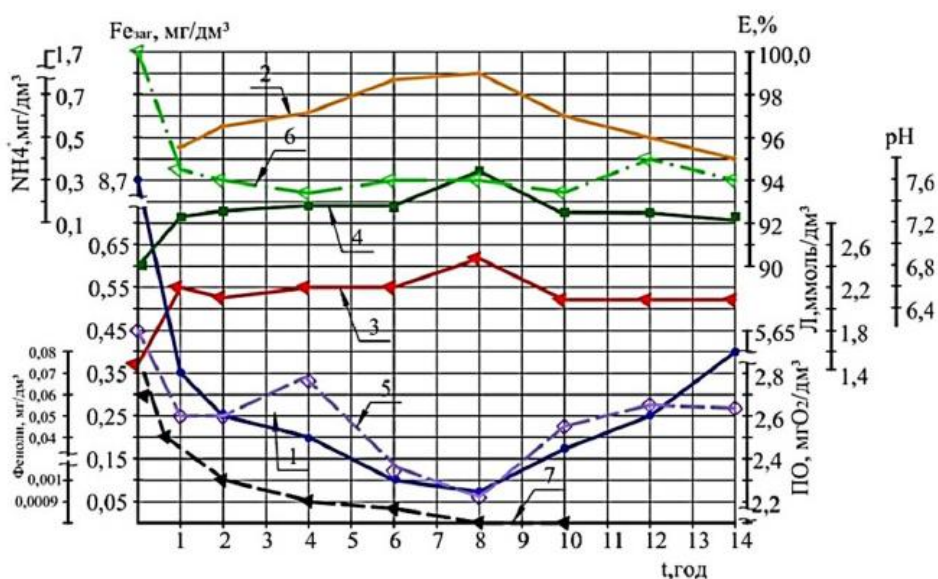


Рис. 2. Зміна концентрації феруму (1), величин гідрокарбонатної лужності (3), рН (4), перманганатної окисності (5), амонійного нітрогену (6), фенолів (7); ефективності видалення феруму (2) протягом фільтроциклу (тк, год)

**Висновки.** За результатами проведених теоретичних та експериментальних досліджень встановлено, що використання на першій стадії методу гідродинамічної кавітації дозволяє: 1 – проводити окиснення  $\text{NH}_3$  з утворенням газоподібного  $\text{N}_2$ ; 2 – руйнувати молекулярні зв'язки в складних органічних молекулах і частково їх окиснювати, переводячи із розчиненого до колоїдного стану; 3 – утворення активних молекул із групами  $\text{COO}^-$ , які в подальшому легко вступають в реакцію з продуктами гідролізу оксихлориду алюмінію; 4 – підлучення води розчином кальцинованої соди дозволяє зупиняти окиснення фенолів на стадії утворення інтермедіатів з наступним їх виведенням за межі зони реакції в процесі коагулювання; 5 – одночасно із цим введення розчину кальцинованої соди дозволяє корегувати величини рН та гідрокарбонатної лужності води, а також вводити додаткове джерело неорганічного вуглецю для активації життєдіяльності феробактерій, що призводить до прискорення процесів біохімічного окиснення сполук феруму та утворення матричних структур феробактерій.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Квартенко О. М. Системний підхід до обґрунтування нових та удосконалення існуючих технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура. 2018. Вип. 140. С. 98–103.

2. Квартенко О. Застосування комбінованих методів в технологіях очищення багатокомпонентних підземних вод. Технічні науки та технології: науковий журнал. Чернігів:ЧНТУ, 2019. № 4 (18), с. 215 – 222

3. Вітенько Т. Н. Механізм та кінетичні закономірності інтенсифікуючої дії гідродинамічної кавітації у хіміко-технологічних процесах: дис. ... д-ра техн. наук: 05.17.08 / Терноп. нац. техн. ун-т ім. І. Пулюя. Тернопіль, 2010. 436 с.

4. Вітенько Т. Н., Гумницький Я. М. Механізм активуючого действия гидродинамической кавитации на воду. Химия и технология воды. 2007. № 5. С. 231-237.

5. Kvartenko A., Orlov V., Pletuk O. Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2017. № 4/10 (88 ). P. 37–43. DOI: 10.15587/1729-4061.2017.107201.

## ТЕХНОЛОГІЯ ТА МЕТОДИ СТАБІЛІЗАЦІЙНОЇ ОБРОБКИ ПІДЗЕМНИХ ВОД

**Олександр Квартенко, Микола Логінов, Назар Демедюк**

*Національний університет водного господарства та природокористування,  
Рівне, Україна*

**Вступ.** У системах водопостачання України водопровідні мережі побудовані в основному зі сталевих, чавунних та залізобетонних труб і не мають у більшості випадків антикорозійного захисту. Загальна протяжність водопровідних мереж при цьому становить приблизно 180 тис. км, з них 33 %, нині перебувають в аварійному стані і потребують негайної заміни [1]. Однією з причин аварійного стану водопровідних мереж є агресивність води, яка транспортується.

**Матеріали і методи.** Об'єктами досліджень виступали процеси стабілізаційної обробки підземних вод в Рівненській та Волинській областях України. Дослідження параметрів якості води проводили згідно стандартних методик в сертифікованій гідрохімічній лабораторії кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи НУВГП. В якості приладів використовували фотоелектроколориметр КФК-3, іономір універсальний ЭВ-74.

**Результати.** Проведений аналіз підземних вод Волинсько-Подільського артезіанського басейну на прикладі 18 населених пунктів Волинської області дає можливість констатувати той факт, що підземні води даного горизонту менш корозійні на відміну від підземних вод Прип'ятського артезіанського басейну, насамперед за відсутністю підземних вод із значеннями  $I_r > 8,5$  тобто із неприпустимою корозійною активністю. Але наявність підземних вод із індексами Різнера  $I_R > 7,5$  вказує на необхідності кондиціонування цих вод з метою їх стабілізації [2].

До основних методів стабілізаційної обробки води слід віднести: хімічні, фізичні, фільтраційні.

Хімічні методи обробки засновані на введенні в воду незначних розрахункових доз реагентів, які зв'язують солі жорсткості і запобігають їх випадінню на поверхню трубопроводів; утворюють захисну антикорозійну плівку на поверхні трубопроводів.

Для систем господарсько-питного водопостачання з реагентних методів використовуються вапнування, содування, використання їдкого натру. Після формування захисної плівки, для її збереження, повинні вводиться дози реагентів, які можуть забезпечити індекс насичення близький до нуля.

До складу технологічної схеми стабілізаційної обробки води, розробленої на кафедрі ВВБС НУВГП входять: розчинно-витратні баки з циркуляцією концентрованого розчину гашеного вапна – освітлювачі - рециркулятори обладнані тонкошаровими відстійниками – освітлювальні фільтри – насосне обладнання для рециркуляції, перекачування, дозування освітленого стабілізаційного розчину [3].

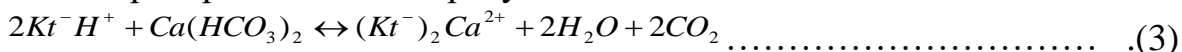
Фільтраційні методи з використанням мармурової крихти, дозволяють проводити стабілізаційну обробку води з від'ємним індексом насичення, шляхом зв'язування агресивної вуглекислоти в бікарбонати. При фільтруванні води крізь мармурову крихту відбувається реакція:



При достатньо тривалому контакті води з мармуровою крихтою може встановитися рівноважний стан:



Одним із перспективних напрямків стабілізаційної обробки води є її іонообмінне пом'якшення. При пропусканні води через слабо кислий катіоніт в кислій фазі відбувається не лише її часткове пом'якшення, але й повне вилучення гідрокарбонат іонів за рахунок часткового підкислення:



$Kt^-$  – фрагмент катіоніту з функціональною групою.

Стабілізаційна обробка є важливим методом корегування властивостей води і може застосовуватись в якості ефективного засобу регулювання роботи систем як господарсько-питного так і технічного водопостачання.

#### **Висновки.**

1. Проведений аналіз підземних вод Волинсько-Подільського артезіанського басейну на прикладі 18 населених пунктів Волинської області дає можливість констатувати той факт, що підземні води даного горизонту менш корозійні на відміну від підземних вод Прип'ятського артезіанського басейну.

2. Для станцій продуктивністю до 10000 м<sup>3</sup>/добу розроблено технологію та апаратурне оформлення блоку стабілізаційної обробки.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році .- Рівне: НУВГП, 2005. 142с.

2. Квартенко О. М., Сафонов Р. В. Аналіз ступеня агресивності підземних вод Рівненської області. Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць. Рівне, 2015. Випуск 1(69). С. 49–57.

3. Квартенко О. М. Технологія та обладнання вузла стабілізаційної обробки агресивних підземних вод. Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура, 2017. X. : Харківський національний університет ім. О.М.Бекетова. Вип. 139. С. 161 -166.

## УМОВИ ТА ВИМОГИ ДО ОДЕРЖАННЯ БІОЛОГІЧНО СТАБІЛЬНОЇ ПИТНОЇ ВОДИ З ВІДКРИТИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

Наталія Клименко, Людмила Савчина

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського  
Національної академії наук України, Київ, Україна*

Відомо, що в Україні 80 % питного водопостачання здійснюється з поверхневих джерел і в першу чергу з басейну р. Дніпро. Характерною особливістю води р. Дніпро є великий вміст природних органічних речовин (ПОР), який в рази, а іноді на порядок перевищує величину загального органічного вуглецю у поверхневих водах багатьох регіонів світу [1]. Внаслідок воєнного стану катастрофічно зростає вірогідність руйнування хвостосховищ, шламосховищ, сміттєзвалищ, розливів нафтопродуктів, руйнування систем водовідведення і очищення стічних вод [2]. Це зумовлює суттєве зростання антропогенного забруднення поверхневих джерел водопостачання на фоні великого вмісту ПОР.

Однією з головних умов одержання якісної питної води є забезпечення її біологічної стабільності, відсутність у ній вторинних продуктів знезараження. Біологічну стабільність води визначають як стан, за якого відсутні умови для репродукції коліформних та гетеротрофних бактерій та відповідне вторинне забруднення води [3-4]. Основними факторами, які обумовлюють біологічну стабільність води в технології водопідготовки, є наявність у ній органічних елементів, в першу чергу, органічного вуглецю. Органічний вуглець існує у воді у вигляді: 1) загального органічного вуглецю (ЗОВ), який є сумою розчинних і нерозчинних вуглецевих сполук; 2) розчинного органічного вуглецю (РОВ); 3) біологічно доступного органічного вуглецю (БДОВ), який може бути мінералізований у процесі біодеструкції (саме БДОВ є основним прекурсором утворення тригалогенметанів та галогеноцтових кислот при знезараженні води хлором); 4) асимільованого органічного вуглецю, який обумовлює зростання біомаси водних мікроорганізмів, перетворюється у новий клітинний матеріал і не використовується для конверсії у діоксид вуглецю.

Вода вважається біологічно стабільною, якщо рівень АОВ менший, ніж 10-20 мкг ацетат-С/дм<sup>3</sup> без знезараження і менший, ніж 50-100 мкг ацетат-С/дм<sup>3</sup> при знезараженні [5]. Крім ЗОВ та його форм знаходження у питній воді для обґрунтування шляхів досягнення біологічної стабільної води доцільно використовувати такі показники як абсорбція за довжини хвилі  $\lambda=254$  нм –  $UV_{254}$  та показник ароматичності ПОР – SUVA (аббревіатура від specific ultraviolet absorption), що представляє собою величину абсорбції ( $UV_{254}$ ) на одиницю концентрації ЗОВ. Параметр SUVA як показник ароматичності органічної речовини дозволяє передбачити ефективність застосування коагуляції та інших методів підготовки питної води.

У наших дослідженнях було проаналізовано зразки води р. Дніпро у місці забору Дніпровської водопровідної станції (ДВС) та зразки води після всіх

стадій очищення із резервуару чистої води (РЧВ). Проаналізовано зміни величин ЗОВ,  $UV_{254}$ , SUVA та кольоровості води протягом чотирьох років. Показано, що величина SUVA коливалась 2,8-3,6  $dm^3/m$  мг. Збільшення величини SUVA у холодний період року обумовлено зростанням величини  $UV_{254}$  та зниженням вмісту ЗОВ. Зростання величини  $UV_{254}$  свідчить про підвищення вмісту у воді ароматичних сполук та речовин, що містять хромофорні групи. У теплий період року вміст ЗОВ підвищується. Кореляція між  $UV_{254}$  та ЗОВ має чітко виражену пропорційну залежність. Установлено, що у дніпровській воді в районі водозабору ДВС до складу ЗОВ входять як гумусові, так і негумусові сполуки. Доля БДОВ у складі ЗОВ змінюється протягом усіх сезонів року в середньому від 4, 6% в літні місяці до 22,9 % – у зимовий період. Вміст АОВ змінюється протягом року від ~ 690  $mg$  ацетат-С/ $dm^3$  в теплий період до ~ 101  $mg$  ацетат-С/ $dm^3$  – у холодний період. Це свідчить про те, що вміст АОВ у необробленій дніпровській воді досить високий, і стан води далекий від біологічно стабільного.

Одержані дані щодо розгорнутих показників якості вихідної річкової води дозволяють прогнозувати ефективність застосування і комбінування методів одержання біологічно стабільної питної води. Так, наприклад, при зміні величини SUVA в межах 2,8-3,6 ступінь видалення ЗОВ у процесі коагулювання коливається у межах 21,6-42,4 %. Збільшення долі БДОВ у складі ЗОВ підвищує ефективність біосорбційного процесу в технології підготовки високоякісної питної води.

Таким чином, встановлення і моніторинг розгорнутих характеристик вихідної води річкових басейнів в умовах зростаючого антропогенного навантаження є актуальною проблемою для вирішення проблеми одержання якісної, біологічно стабільної питної води.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Самсоні-Тодорова О.О. Обґрунтування технології одержання біологічно стабільної води при підвищеному вмісті природних органічних речовин. – Дисертація кандидата технічних наук. Київ – 2017. 215 с.
2. Офіційний сайт Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України <https://mepr.gov.ua>.
3. M.L. Price, R.W. Bailey, A.K. Enos, M.Hook, S.W. Hermanowicz. Evaluation Of Ozone/Biological Treatment For Disinfection Byproducts Control And Biologically Stable Water. – Ozone: Science & Engineering. Taylor & Francis online: Published online 23 Jul 2008.
4. M. Yan, D. Wang, X. Ma, J. Ni, H. Zhang. THMs precursor removal by an integrated process of ozonation and biological granular activated carbon for typical Northern China water. – Separation and Purification Technology. 2010. V. 72. – P. 263–268.
5. F. Hammes, C. Berger, O. Koester, T. Egli. Assessing Biological Stability of Drinking Water without Disinfectant Residuals in a Full-Scale Water Supply System. – Journal of Water Supply: Research and Technology AQUA. 2010. V. 59, N 1. – P. 31–40.

## MAGNETIC Zn, Al-LAYERED DOUBLE HYDROXIDE INTERCALATED WITH CHELATING AGENTS FOR FAST AND EFFICIENT UPTAKE U(VI) FROM ENVIRONMENTAL AND WASTEWATERS

Natalia Kobylinska, Liubov Puzyrnaya, Galina Pshinko

*A.V. Dumansky Institute of Colloid and Water Chemistry NAS of Ukraine, Ukraine*

**Introduction.** Radionuclides ( $^{235}\text{U}$ ,  $^{235}\text{Np}$ ,  $^{152+154}\text{Eu}$ , and  $^{239}\text{Pu}$ ) are among the most dangerous pollutions of environmental water. Sources of water contamination by radioactive pollutants are generally associated with nuclear reactor disasters, industrial radioisotope research wastes, and various war situations in the worlds. Among them, U(VI) the main source of nuclear energy used in nuclear reactors and is a dominant component in the nuclear wastewater and environmental water. Uranium is one of the most dangerous radionuclides with long half-life, high radioactivity and toxicity for all living beings. Thus, removal of U(VI) from polluted solutions is very important for human health and environmental safety.

**Materials and methods.** In this study, ethylenediaminetriacetic and citric acids intercalated layered double hydroxide magnetic nanocomposites ( $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-LDH/EDTA}$  and  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-LDH/Cit}$ ) was prepared by co-precipitation and ion-exchange techniques. The main idea of this work was to find out an effective, kinetic fast and high selective magnetic adsorbents for remediation of U(VI)-containing environmental and wastewaters. To understand mechanism of the adsorption U(VI) by obtained samples various techniques utilized (SEM/TEM, XRD, FTIR, VSM, etc). The uptake performance and selectivity of this adsorbents for U(VI) were minutely studied under different experimental factors (pH, contact time, coexisting ions, etc.).

**Results.** According to the TEM microscopy data, obtained samples exhibits uniform 3D hierarchical porous structure, which is difficult to be agglomerated into microspheres. Several microspheres are interconnected with each other like honey sieves. In the FTIR spectra of magnetic nanocomposites peaks at  $560\text{ cm}^{-1}$  are assigned to Fe-O bond vibration of  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ . The intense and broad peak at  $3450\text{ cm}^{-1}$  is ascribed to the stretching vibration of hydroxyl groups of LDH layers and interlayer physical-bonded water molecules. The absorption bands at  $1392$  and  $1579\text{ cm}^{-1}$  are assigned to the characteristic symmetric and asymmetric stretching vibrations of  $\text{COO}^-$ -groups, respectively. The saturation magnetizations of  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-LDH/EDTA}$  and  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-LDH/Cit}$  are  $20.25$  and  $18.20\text{ emu/g}$ , respectively, which are lower than that of magnetite particles ( $M_s = 68.06\text{ emu/g}$ ).

A batch mode was used to verify the feasibility of U(VI) removal from wastewater at different pH. Experimental data show that the magnetic  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zn,Al-LDH/EDTA}$  exhibits high adsorption efficiency within a wide pH range  $3.5-9.0$  ( $R > 99\%$  at U(VI) concentration  $50\text{ mg/L}$ , contact time  $5\text{ min}$ ) with high separation ability. The adsorption data is fitted well with the Langmuir equation and pseudo-second-order kinetic model. The maximum adsorption capacity is found to be  $81.22\text{ mg/g}$  at pH  $8.5$ , displaying a high efficiency for the removal of U(VI) from aqueous

solution. Systematic investigation of U(VI) removal mechanism indicate that the adsorption U(VI) on studied materials occur mainly by complexation of  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$  and  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$  anionic forms with EDTA-groups in the LDH interlayer space. Thus, this study provides new insights for developing simple and low-cost adsorbents removal of main radionuclide from environmental and wastewater.

## ОЧИЩЕННЯ ДНІПРОВСЬКОЇ ВОДИ МІКРОФІЛЬТРАЦІЙНИМИ МЕМБРАНАМИ З ГЛИНИСТИХ МІНЕРАЛІВ ІЗ БІОТЕСТУВАННЯМ ЯКОСТІ ОДЕРЖАНОГО ФІЛЬТРАТУ

**Тетяна Дульнева, Людмила Деремешко, Алла Нанієва**

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** На сьогодні перспективним для процесів водоочищення є використання керамічних мембран, що пов'язано з чисельними перевагами у порівнянні з мембранами на полімерній основі. Однак, високі витрати на виробництво більшості комерційно доступних мембран з оксидної кераміки економічно обмежують їх широке використання для водоочищення. З цієї причини зростає попит на новітні керамічні мембрани, у тому числі і мікрофільтраційні, на основі недорогої природної сировини. З метою зменшення витрат на виготовлення мембран нами розроблено трубчасті мікрофільтраційні мембрани з дешевих і доступних природних матеріалів – глинистих мінералів.

**Матеріали і методи.** Дослідження очищення води р. Дніпро проведені при робочому тиску 0,1 МПа на дослідній проточній мікрофільтраційній установці з керамічними мембранами із глинистих мінералів, розробленими в ІКХХВ НАН України. Для оцінки якості фільтратів, отриманих при очищенні природної води зазначеними мембранами, нами використано розроблений в ІКХХВ НАН України метод комплексного біотестування питної води, який дає інтегральну оцінку якості водного середовища [1]. Біотестування на гостру летальну токсичність, генотоксичність і хронічну токсичність виконувалося відповідно до методик [2-4].

**Результати.** Результати визначення загальної токсичності вихідної води р. Дніпро, очищеної води (фільтрату) та контрольного розчину шляхом комплексного біотестування з використанням різних рослинних та тваринних тест-організмів наведено у табл. 1.

**Таблиця 1– Визначення загальної токсичності різних зразків води на тваринних і рослинних тест-організмах**

Досліджувані зразки води	Дафнія магна, %	Прісно-водна гідра, %	Риба даніо реріо, %	Ріпчаста цибуля, %	Індекс сумарної токсичності	Категорія якості води
Контроль	0	0	0	0	0	Безпечна
Дніпровська вихідна	60	22	10	28	120	Небезпечна
Фільтрат	0	0	0	13	13	Безпечна

Як показали результати біотестування, вихідна дніпровська вода здійснює гостру токсичну дію на безхребетні тест-організми дафнію магна та прісноводну гідру, а також хронічно токсичну дію на тропічних риб данію перію та ріпчасту цибулю. В той же час, очищена вода, як і контрольний розчин, не виявляє токсичної дії та відноситься до категорії «безпечна».

Визначення генотоксичності вихідної води р. Дніпро та одержаного фільтрату на клітинах крові риб за частотою ядерних порушень у еритроцитах показало (табл. 2), що у першому зразку води спостерігався генотоксичний ефект (0,99 ‰), що не відповідає вимогам нормативного документу [4]. У зразку № 2 генотоксичний ефект не спостерігався, що свідчить про отримання в процесі мікрофільтрації генетично безпечної питної води.

**Таблиця 2 – Результати дослідження генотоксичності зразків вихідної води р. Дніпро (№ 1) і фільтрату (№ 2) на клітинах крові риб данію перію**

Найменування показників	Зразок		ГДК
	№ 1	№ 2	
Генотоксичність (мікроядерний тест на клітинах крові риб), ‰	0,99	0,33	0,33

**Висновки.** Таким чином, при обробці дніпровської води вітчизняними трубчастими мікрофільтраційними керамічними мембранами із глинистих мінералів одержаний фільтрат за результатами комплексного біотестування відповідає категорії «безпечний», що свідчить про перспективність використання зазначених мембран в локальних установках очищення природних вод.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Спосіб визначення генотоксичності водного середовища: пат. 201004569 України: МПК G0133/18. Гончарук В.В., Верголяс М.Р., Болтіна І.В.; № UA 95717; заявл. 19.04.2010; опубл. 25.08.2011, Бюл. № 16.

2. ДСТУ 4075-2001. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності хімічних речовин та води на прісноводній рибі (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan). Київ: Держспоживстандарт України, 2001. 20 с.

3. ДСТУ 7387-2013. Якість води. Метод визначення цито- та генотоксичності води і водних розчинів на клітинах крові прісноводної риби Данію перію (*Brachydanio rerio* Hamilton-buchanan). Київ: Мінекономрозвитку України, 2013. 16 с.

4. ДСТУ 4174-2003. Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD). Київ: Держспоживстандарт України, 2001. 26 с.

## ДОСВІД ПРОВЕДЕННЯ ПРОБНОЇ ФЛОКУЛЯЦІЇ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ РОБОТИ КОЛОННОЇ СТАНЦІЇ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ

Дмитро Чарний<sup>1</sup>, Наталія Чернова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України, Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

**Вступ.** Проведено пробну флокуляцію проаерованої води зі свердловини за допомогою флокулянтів марки Zetag®. Досліджено вплив флокулянтів з метою прискорення укрупнення колоїдів  $Fe^{3+}$  у вигляді  $Fe(OH)_3$  до розмірів, які будуть забезпечувати їх ефективне затримання в міжзерновому просторі фільтрувального завантаження, як для катіонних, так і для аніонних флокулянтів, а також з їх поєднанням.

**Матеріали і методи.** Наважку сухої речовини флокулянту масою 0,1 г розчинили у деіонізованій воді. Отриманий розчин флокулянту відбирали за допомогою шприца місткістю 5 см<sup>3</sup> і доводили до 500 см<sup>3</sup> проаерованою вихідною водою, відібраною з аератора на верху фільтрувальної колони. Після введення розчин флокулянту перемішували з проаерованою вихідною водою вручну за допомогою скляної палички впродовж 20 с та залишали на 20 хв для візуальних спостережень процесу формування оптичних змін якості досліджуваної води.

**Результати.** При введенні 25 см<sup>3</sup> розчину Zetag 8187 на 500 см<sup>3</sup> проаерованої води і 60 с відстоювання спостерігали невелику опалесценцію.

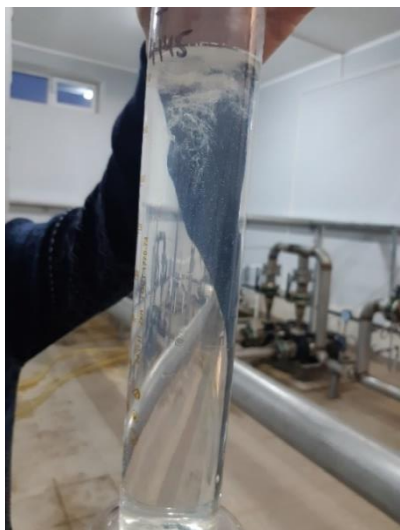
Більш наочного результату вдалося досягти при суміші катіонного Zetag 8187 і аніонного флокулянтів 25 см<sup>3</sup> розчину флокулянтів на 500 см<sup>3</sup> проаерованої води при 20 с перемішуванні і з наступним 20 с відстоюванням і подальшим додаванням 25 см<sup>3</sup> розчину Zetag 4145 з 20 с перемішуванням, в процесі якого почав формуватися колоїдний конгломерат. Впродовж 5 хв відстоювання сформований колоїдний конгломерат почав змінювати колір з напівпрозора білого на білий з центром характерного для колоїдів гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$  рудувато-червоного кольору з подальшим його ущільненням.

При зменшенні об'ємів розчинів флокулянту досягнуто гарних результатів при введенні на 500 см<sup>3</sup> проаерованої води 1,5 см<sup>3</sup> Zetag 8187 у розведенні 0,1 г на 100 см<sup>3</sup> після 20 с з перемішування та 10 с з відстоювання вводили 1,5 см<sup>3</sup> Zetag 4145 у розведенні 0,1 г на 100 см<sup>3</sup> після приблизно 15-20 с у процесі перемішування починали утворюватися досить великі напівпрозорі колоїди, які за 5-10 с укрупнилися в єдиний конгломерат і миттєво змінили колір з напівпрозорого в характерний для гідроксиду заліза рудий колір. Розмір флегматичного конгломерату овальної форми приблизно 5 мм завдовжки і 3-4 мм заввишки. Цей колоїдний конгломерат сформувався на поверхні води. Ще зменшити дозу ми не встигли через обмежений час робочої зміни заводу, але на наш погляд існує значна вірогідність, що досить ефективно спрацював би і об'єм розчину в 1 см<sup>3</sup> для кожного з флокулянтів. Тобто, доза по сухій речовині

може становити 0,002 г на 1 дм<sup>3</sup> проаерованої води по кожному з флокулянтів Zetag 8187 і Zetag 4145.

Для перевірки адекватності роботи суміші флокулянтів проведено пробну флокуляцію з аналогічними об'ємами дистильованої води 500 см<sup>3</sup> і по 1,5 см<sup>3</sup> флокулянтів Zetag 8187 і Zetag 4145 колоїдного конгломерату, який би візуально спостерігали у випадку змішування з проаерованою водою, сформовано не було.

Проведено рентгенофлуоресцентний аналіз (РФА) методом спектрального аналізу спектрів флюоресценції елементів випромінених при адсорбції високоенергетичного випромінювання, колоїдного конгломерату суміші отриманого з 1,5 см<sup>3</sup> флокулянтів Zetag 8187 і Zetag 4145. Конгломерат колоїдів овальної формі приблизно 5 мм в довжину і 3-4 мм висоти обгорнуто у фільтрувальний папір і проаналізовано на настільному РФА. Результати наведено у вигляді табл. 1.



**Рис. 1.** Утворення колоїдного конгломерату при спільному введенні розчинів флокулянтів Zetag 8187 і Zetag 4145

**Таблиця 1-** Результати РФА колоїдного конгломерату

Елементи	%	Оксиди	%
8O	32,54	SiO <sub>2</sub>	9,578
14Si	4,477	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,717
15P	0,749	SO <sub>3</sub>	0,855
16S	0,343	K <sub>2</sub> O	0,997
19K	0,828	CaO	6,588
20Ca	4,709	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	77,414
25Mn	0,242	CuO	1,829
26Fe	54,146	MnO <sub>2</sub>	0,383
28Ni	0,126	Ni <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,177
29Cu	1,461	ZnO	0,271
30Zn	0,218	Br	
35Br		SrO	0,139
38Sr	0,118	PdO <sub>2</sub>	
46Pd			

**Висновки.** При застосуванні суміші флокулянтів Zetag 8187 і Zetag 4145 досягнуто повного вилучення загального заліза. Проте технологічна складність роботи двома флокулянтами спонукає провести подальші пошуки для спрощення процесу водопідготовки. В той же час як вихід на випадок відсутності інших рішень дані флокулянти цілком можуть бути розглянуті.

#### Перелік джерел інформації

1. Use of biochar-based column filtration systems for greywater treatment: A systematic literature review / J.I. Bautista Quispe, L.C. Campos, O. Mašek, A. Bogush. Journal of Water Process Engineering. N 48. 2022. P.1-22.

2. An experimental study on flocculating settling of unclassified tailings. / J.W. Bian, H. Wang, C.C. Xiao, D. Zhang. PLoS One. N 13 (9). 2018. P.1-19.

**POTENTIOMETRIC AND DIFFUSION APPROACH FOR TESTING  
MODIFIED MICROFILTRATION MEMBRANES WITH HYDRATED  
ZIRCONIUM DIOXIDE AND HYDRATED ZIRCONIUM  
DIOXIDE/CARBON NANODOTS**

**Kateryna Kudelko<sup>1</sup>, Liudmyla Rozhdestvenska<sup>1</sup>, Yuliya Dzyazko<sup>1</sup>,  
Wojciech Kujawski<sup>2</sup>**

*<sup>1</sup>V.I. Vernadsky Institute of General and Inorganic Chemistry,  
NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

*<sup>2</sup>Faculty of Chemistry, Nicolaus Copernicus University, Torun, Poland*

**Introduction.** This work investigated how the combination of potentiometric measurements and measured parameter of electrolyte diffusion allows to determine the diffusion coefficients of cations and anions in the membrane and examine the effect of the modifiers on ion transport. Using the coating with hydrated zirconium dioxide (HZD) and hydrated zirconium dioxide/carbon nanodots (HZD/CND) for polymeric commercial microfiltration membranes allow to create easily their resistance to contamination by organic substances.

**Materials and methods.** For modification were chosen available flat polymeric microfiltration membranes and as fillers – inorganic and inorganic-carbon nanomaterials were proposed due to well-known antibacterial property [1].

Carbon nanodots (CNDs) were synthesized with usage of citric acid and ethylenediamine in autoclaving process under hydrothermal conditions. The content of CND in product solution was determined by the weight method, and was measured equal 110 mg/mL. The size of CNDs was measured by Zeta-sizer and was average around several nm. Sol of hydrated zirconium dioxide (0.25M) was prepared from zirconium oxychloride solution and ammonium solutions. Two types of microfiltration membranes with thickness 0.1 and 0.2  $\mu\text{m}$  were used.

Salts content sodium chloride in aqueous solutions was monitored conductmetrically, membrane potential was determined using two chlorine-silver electrodes and digital voltmeter, the protein concentration was determined by spectrophotometer, the performance of membranes was tested in Laboratory Baromembrane Installation.

**Results.** It showed that the steps of complex of modification procedure was positively influence on pores of membranes. In particular, the size of the pores of the active layer of the membranes was determined in range 100–500 nm. Besides, there were changes in the shape of pores. The shape of the pores is mostly irregular, or close to round. For the modified membrane (the content of the filler is 3.5 wt.%), a greater relief of the surface of the active layer is observed, and the size of the holes decreases to  $\approx$ 50-300 nm. The characterization results show that the modification membranes by (HZD) and (HZD/CND) change the membrane ion diffusion coefficient in tendency of decreasing.

The authors found that the presence of ion-exchange modifier in the pores affects the transport of ions through membranes. Data collected from potentiometric

studies could support the fact that modified membranes characterized with membrane potential. No membrane potential was detected for the initial commercial materials. However, the obtained results indicate the electrochemical activity of modified polymer-inorganic membranes. In a neutral environment, modified membranes have more pronounced cation exchange properties, as evidenced by the positive values of membrane potentials. The theoretical diffusion approach with potential measurements proposed for observation filtering properties and discussed.

A series of calculations showed that in raw of initial membrane < modified HZD < modified HZD/CND, the hydrodynamic resistance increases by an order of magnitude, and the introduction of a two-component modifier into the pores leads to an increase in this value by another 3 times. Probably, the latter is caused by the deposition of CNT aggregates, which are an additional factor causing a decrease in the pore size of the polymer membrane.

Organic content of bovine serum albumin BSA (1 g/L) was detected under process of filtering in concentrate and permeate solutions. In the case of the microfiltering initial membrane, the filtration rate gradually decreases over time, while that parameter of polymer-inorganic membranes remains constant. By the way, on the non-modified membrane surface was noted the layer of fouling and the surface of modified membranes was visually clear in the same conditions. [Fig. 1.]

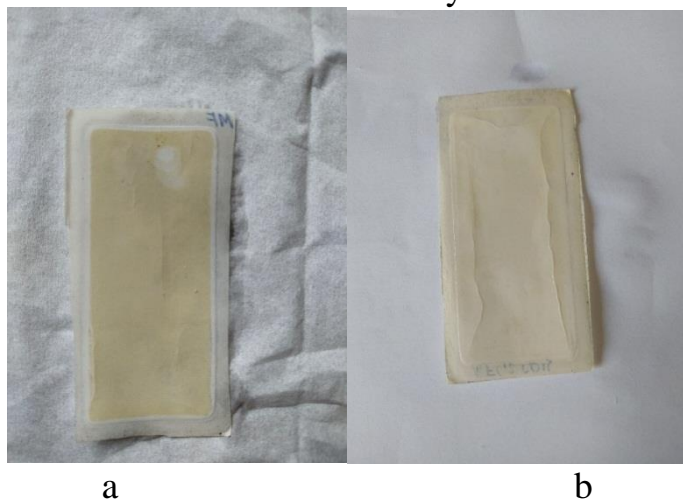


Fig 1. Images of fouled membrane after filtering process initial membrane (a), membrane modified hydrated zirconium dioxide (b)

**Conclusions.** Thus, modified membrane showed greater resistance to contamination than the initial one, which is undoubtedly due to the presence of a hydrophilizing inorganic and carbon additives. Results of the study – improved characteristics via modification: membrane potential, permeability, anti-fouling properties for treatment applications, so encouraging further studies on microfiltration membrane by proposed methodology.

#### **List of references.**

1. Shaw, Z.L., Kuriakose, S., Cheeseman, S. et al. Antipathogenic properties and applications of low-dimensional materials. *Nat Commun* 12, 3897 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23278-7>

**UDC 644.616**

**EXPERIENCE OF APPLICATION THE METHODS OF MATHEMATICAL MODELING FOR PROCESSES OF CLEARING THE WATER**

**Tetyana Strikalenko, Olena Popova**

*Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine*

In conditions of extremely stable quality of water basically watersprings are obvious a urgency and necessity of use of various ways of additional clearing of water, development of the basic approaches to creation of devices/systems to their realization and criteria of an estimation of an overall performance such waterclening of devices (WCD). The carried out researches of quality of water and test of some types WCD, based on adsorption and/or ion-exchange' technologies of clearing of water, have allowed to offer for discussion a number of rules received by an experimental way and with application of methods of mathematical modeling.

The retrospective analysis (1984-2019) of parameters of quality of the Odesa' potable water has shown, that the changes of concentration in her antropotechnogenic pollutions (AP) are casual, and the distribution of frequencies AP for the majority of them is bimodale, which with sufficient accuracy approximate a superposition of two normal distributions. Average arithmetic of one of them there is less MWC, and dispersia is insignificant - apparently, it characterizes natural variable of concentration AP in the water. For the second distribution average arithmetic exceeds a level MWC, and dispersia' large, that can reflect the moments of dumps AP in water springs and receipt them in potable water. Adsorption' processes of clearing of water in WCD it is possible, in our opinion, conditionally to divide into two stages. The first stage is characterized practically 100 % by efficiency of clearing and subsequent its gradual decrease; second, making on time majority a part of work WCD - chaotic fluctuations of meanings of efficiency of clearing of drink water. Occurring at such clearing external, internal and the longitudinal-diffuse the processes can be interpreted in probable the terms (for they, from the point of view of their essence, are stochastic). With the purpose of the qualitative description of processes having a place at clearing of water in WCD, have found probable to construct (as the program for PC) mathematical models of these processes - as system stochastic of the equations solved by numerical methods (entrance parameters, modeling of process of clearing, target parameters).

The analysis of results of modeling has shown, that the qualitative kind of dynamics of clearing of water from AP in WCD is determined, basically, longitudinal diffuse, being the generalized description hydrodynamic of the processes having a place in WCD. Basic factor, limiting a resource of work WCD, there was a gradual accumulation on sorbents those AP, which have convex izotermas sorption, that results in reduction of sorptionally capacity of the materials, increase of speed of passage of concentration waves and to their smaller "washing out" in a layer sorbent. The analytical research of the equations of model has enabled to receive two statistical criteria allowing to estimate a resource WCD on the basis of selective experimental data, and also restriction for application of these criteria.

## ІННОВАЦІЇ У ВИРОБНИЦТВІ ФАСОВАНИХ ВОДИ І НАПОЇВ

Тетяна Стрікаленко, Олена Ляпіна, Ольга Берегова

*Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна*

Останнім часом виклики для галузі виробництва фасованих вод (ФВ) і напоїв суттєво загострилися, що обумовлено скороченням власне виробництва і змінами логістики доставки готової продукції та потреб виробництва, скороченням робочої сили тощо. Разом з тим, військові дії в країні практично припинили «підрахунки» стосовно неекономічності, неекологічності та безперспективності використання населенням фасованих питних вод і, разом з цим, переваг застосування для забезпечення питною водою пристроїв для додаткового очищення води тощо. Зважаючи на важливість і перспективність розвитку галузі виробництва ФВ і напоїв у країні, нами проведено короткий огляд напрацювань, спрямованих на інноваційні процеси (технології), що їх використовують зарубіжні виробники ФВ, та які вважаються перспективними.

За даними Applied Food Sciences (AFS) зростаючий попит на ринках ЄС і Америки мають в останні роки ФВ, що містять рослинні екстракти. Так, у період 2014-2019р.р. споживання таких вод зросло на 30 %, що вважається свідоцтвом ведення населенням здорового способу життя. До рослинних замінників кофеїну, що його середньостатистичний американець споживає близько 220 мг на день, відносять органічний екстракт гуаюси (gwhy-you-sah) – так званий амазонський чай з унікальною сумішшю кофеїну і антиоксидантів. Інноваційним інгредієнтом ФВ, виробництво яких вважають перспективним у найближчі роки, є рослинний екстракт ацероли (*Malpighia glabra*), що містить в 70 разів більше вітаміну С, ніж інші фрукти і овочі, та додає чудовий легкий терпкий смак з відтінком солодкості ФВ, іншим продуктам харчування та харчовим добавкам.

Вважаючи, що ФВ мусять бути ефективним джерелом вітамінів, білків та засобів детоксикації, тобто сприяти омолодженню, відновленню і навіть одужанню (Rejuvenate, Revive, and Recover), актуальним є використання різноманітних фітонутрієнтів, зокрема «конопляного білка» (органічного протеїну насіння конопель). Оскільки констатована трансформація продажів з «пакетного» на «плачу за те, що використовую», найбільш продуктивними вважаються продажі функціональних ФВ з індійськими спеціями (імбир, куркума тощо), що володіють заспокійливою та іммуномодулюючою дією, пряними смаками і яскравими кольорами.

ФВ з рослинними екстрактами, як різновиди фасованої води, не визначені українським законодавством як «води», а відносяться до напоїв. Оскільки ці ФВ (без додавання цукрів) в інших країнах виробляють на основі мінеральних чи додатково очищених питних вод і розглядають як фасовані води, зроблений нами короткий огляд можна вважати аналізом інноваційних напрямків розвитку фасованих напоїв (короткотермінового вживання) в нашій країні.

**СЕКЦІЯ 2**  
**СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ**  
**ВОДОПІДГОТОВКИ В ХАРЧОВИХ**  
**ВИРОБНИЦТВАХ**

**КОНТРОЛЬ ВМІСТУ СЕЛЕНУ, ХРОМУ, ЙОДУ ТА ЦИНКУ  
В БУТИЛЬОВАНИХ ВОДАХ «МОРШИНСЬКА»**

**Володимир Копілевич, Віктор Максін, Валентина Галімова,  
Руслан Лаврик**

*Національний університет біоресурсів і природокористування України,  
Київ, Україна*

У 2021 році в черговий раз ДП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ» видано Сертифікат (№ ПТ-426/21 від 22.10.2021р.) про визнання вимірювальних можливостей „Вимірювальної лабораторії якості води питної, природної, стічної,, , що функціонує на кафедрі аналітичної і біонеорганічної хімії НУБіП України більше 20 років. Діяльність вимірювальної лабораторії кафедри було започатковано у 2001 році, ще у Національному аграрному університеті, для виконання наукових досліджень якості води різного походження, складу добрив та агрохімікатів за стандартизованими методиками (ФАО, ВООЗ, ДержСанПіну тощо).

Метрологічне забезпечення науково-дослідних, дослідно-конструкторських, дослідно-технологічних робіт та робіт, що виконуються сертифікованими вимірювальними лабораторіями, є обов'язковою умовою для їх виконання з одержанням достовірних результатів.

У статті Закону України «Про метрологію та метрологічну діяльність» вказано, що вимірювальні лабораторії (прирівняні до наукових лабораторій) виконують вимірювання у сфері поширення державного метрологічного нагляду за умови їх атестації на проведення певних досліджень. Донедавна (до 2015 р.) вітчизняні лабораторії могли підтвердити свою компетентність лише шляхом акредитації на відповідність ДСТУ ISO/IEC 17025. Нині обов'язковою ця процедура є тільки для лабораторій, які виконують випробування продукції з метою оцінки відповідності технічним регламентам.

В країнах Європи, на які ми зараз рівняємося, усі лабораторії теж періодично підтверджують свою технічну компетентність у спеціалізованих органах за різними формами (або процедурами). Цей процес вважається добровільним, але без нього, годі й сподіватися, що заклад хтось сприйматиме всерйоз. Будь-який клієнт хоче мати гарантію точності та об'єктивності досліджень, за які він заплатив гроші; хоче опиратися на офіційно завірені протоколи випробувань під час судових засідань, укладанні угод тощо. Обираючи компетентну лабораторію, виробник або постачальник мінімізує ризик випуску чи постачання браку. Тож підтвердити свою технічну компетентність у незалежному органі – справа честі кожної лабораторії у розвиненій країні світу.

Згідно Закону України «Про метрологію та метрологічну діяльність п.2 ст. 7., діючи в рамках забезпечення роботи вимірювальної лабораторії, наприклад «Якості води ...):

- 1) вимірюванням вважається процес експериментального визначення одного або декількох значень величини, які можуть бути обґрунтовано приписані величині;
- 2) результати вимірювань можуть бути використані у сфері законодавчо регульованої метрології за умови, що для таких результатів відомі відповідні характеристики похибок або невизначеність вимірювань;
- 3) методики вимірювань у сфері законодавчо регульованої метрології, що є обов'язковими до застосування, визначаються в нормативно-правових актах або в нормативних документах, на які є відповідні посилання в нормативно-правових актах;
- 4) результати вимірювань повинні бути доступні юридичним і фізичним особам, які мають щодо них обґрунтований інтерес,
- 5) основним вагомим обмеженням виконання наукових досліджень є дотримання у вимірюваннях державних стандартів (ДСТУ, ДСТУ, ISO тощо), дотепер діючих ГОСТ, зареєстрованих методик виконання вимірювань (МВВ), методичних рекомендацій (МР), методичних вказівок (МВ), керівних документів (РД), керівних нормативних документів (КНД).

Із досвіду роботи вимірювальної лабораторії визначились лімітуючі показники ефективності її дієвості, серед яких основними є або відсутність/застарілість нормативних документів виконання вимірювань, або відсутність/застарілість обладнання для досліджень. Тому вагомим науковим доробком лабораторії була розробка і державна атестація методик виконання вимірювань вмісту Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, As, Ni, Co, Mn, Se, Fe, Cr, Sn, I, K, Na, Ca, F, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> у водних розчинах та ґрунті методом хронопотенціометрії.

Розроблені нормативні документи	Атестація
МВВ 081/36-0935-14. Методика виконання вимірювання масової концентрації токсичних елементів (Se, Mn, Cr, I, Fe) у воді методом інверсійної хронопотенціометрії /	08.12.2014
МВВ 081/36-0790-11. Методика виконання вимірювання масової концентрації свинцю, міді, цинку та кадмію у воді методом інверсійної хронопотенціометрії /	27.12.2011
МВВ 081/36-0762-11. Методика виконання вимірювання масової концентрації ртуті, миш'яку, нікелю та кобальту у воді методом інверсійної хронопотенціометрії /	17.10.2011
МВВ 081/36-1012-2015. Методика виконання вимірювання масової концентрації калію, натрію та кальцію у воді методом хронопотенціометричної іонометрії /	24.12.2015
Методика вимірювання масової концентрації фтору, амонію та нітратів у воді методом хроно-потенціометричної іонометрії.	23.12.2016

Метрологічний висновок про придатність МВ № 081/12-1023-16 /	
МВВ 081/36-0833-12.Методика виконання вимірювання масової концентрації рухомих форм важких металів та токсичних елементів (Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, As, Ni, Co) у ґрунтах методом інверсійної хронопотенціометрії /	26.12.2012

Лабораторія обладнана сучасними приладами, пристосуваннями та реактивами для виконання фізико-хімічних і хімічних аналізів складу води і водних розчинів, має Сертифікат визнання вимірювальних можливостей. Додаткові можливості виконання досліджень та надання послуг пов'язані з наявністю програмованого аналізатора інверсійної хронопотенціометрії власної розробки з метрологічними МВВ на 20 хімічних інгредієнтів.

В 2021 році (згідно відповідних договорів) проведено цикл періодичних контрольних вимірювань концентрацій Селену, Хрому, Йоду та Цинку на приладі МХА-1000 у напоях виробника – Приватне акціонерне товариство „Моршинський завод мінеральних вод „ОСКАР„ (1. Напій безалкогольний безкалорійний негазований „Вода Моршинська плюс антиоксі СЕЛЕН+ХРОМ+ЦИНК„; 2. Напій безалкогольний безкалорійний негазований „Вода Моршинська плюс антиоксі СЕЛЕН+ЙОД„). При цьому використовували методи випробувань - МВВ 081/36-0935-14 та МВВ 081/36-0790-11. Похибка вимірювання вказаних концентрацій Селену, Хрому, Йоду та Цинку в бутельованих водах „Моршинська„ становила  $\delta = \pm 10\%$ . Отримані результати добре корелюють з нормативними документами та регламентами, відповідають усім вимогам.

## ФАСОВАНА ПИТНА ВОДА В КОНТЕКСТІ СУЧАСНОГО ЗАКОНОДАВСТВА, УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ТА СИСТЕМИ МЕНЕДЖМЕНТУ БЕЗПЕЧНОСТІ

Анна Копусь, Валентина Остапенко, Наталія Гусятинська,

Андрій Маринін

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Питна вода – найважливіший фактор здоров'я людини. Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) зазначає, що в світі щороку два мільйони людей помирають, а мільярди людей страждають від хвороб, які передаються через воду. Директива 2020/2184 Європейського парламенту та ради, що вступила в силу з 16 грудня 2020 щодо якості води, призначеної для споживання людиною регулює якість та безпечність питної води в усій Європі, в тому числі і в Україні [1].

Проблема забезпечення населення України якісною питною водою, як і скрізь у світі, з кожним роком ускладнюється, стає більш гострою.

Ринок фасованої питної води достатньо широкий і тому існує значна конкуренція. Але для споживача – це велика перевага та можливість споживати якісний та безпечний харчовий продукт. Вода є першочерговим джерелом багатьох життєво-важливих мінералів для людського організму, тому важливим завданням виробників є збереження цінних властивостей природної води та забезпечення населення безпечним продуктом.

**Матеріали і методи.** Об'єктом дослідження була фасована питна вода, що пройшла водопідготовку з застосуванням технології ULTRA CLEAN та впровадженою на виробництві системою менеджменту безпечності. Визначення числа мікроорганізмів у воді (загального мікробного числа) проводили з використанням діагностичних тестів IDEXX Sim Plete for HPC.

**Результати.** Вимогами ВООЗ [2] нормуються такі критерії для питної води: мікробіологічні показники; неорганічні показники; радіоактивність; органічні показники; пестициди і компоненти, які застосовуються чи утворюються при знезараженні води. Результати проведених досліджень порівнювались з вимогами ДСанПіН [3].

Фасована питна вода відноситься до харчових продуктів з низьким ступенем ризику. При цьому відповідно до вимог законодавства кінцева продукція повинна мати не більше 20 колоній утворюючих одиниць значення загального мікробного числа при температурі 37 °С. Безпечність кінцевої продукції залежить від ряду факторів, що пролягають через весь технологічний цикл. Основним фактором, що знижує якість кінцевої продукції є мікробіологічне забруднення, як на етапах виробництва, так і привнесене з пакувальною тарою. Високі ризики виникають при розливі, оскільки в основному всі процеси водопідготовки здійснюються в замкненому циклі, що при дотриманні вимог контролю та здійснення планово-профілактичних санітарних заходів унеможливує бактеріальне забруднення води на проміжних

стадіях очищення. До таких заходів відносяться: дезінфекційна обробка (хлорування) артезіанської свердловини; вчасне обслуговування обладнання, дотримання періодичності санітарного оброблення обладнання та місткостей, правильне зберігання основних та допоміжних матеріалів. Важливим є також дотримання вимог щодо санітарно-гігієнічного стану працівників.

В ході дослідження розглянуто фактори, що впливають на органолептичні та мікробіологічні показники фасованої питної води негазованої, обробленої ультрафіолетом, в тарі типу Bag in Box місткістю 10 л. Досліджено зміну основних органолептичних та мікробіологічних показників протягом 13 місяців зберігання. Дослідження проводились з періодичністю один раз у квартал.

**Таблиця 1 – Результати досліджень фасованої питної води негазованої, обробленої ультрафіолетом в тарі типу Bag in Box, місткістю 10 л**

Найменування показника	Результатидосліджень							Вимоги згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10
	Дата виготовлення	Через 2 доби	Через 1 місяць	Через 3 місяці	Через 6 місяців	Через 12 місяців	Через 13 місяців	
Запах при t 60°C, бали	0	0	0	0	1	1	0,5	≤1
Смак та присмак, бали	0	0	0	0	0	0	0	≤0
ЗМЧ при t 37°C, 24 год, КУО/см <sup>3</sup>	0	0	2	5	5	5	4	≤20
ЗМЧ t 22°C, 48 год, КУО/см <sup>3</sup>	0	1	4	9	12	12	12	≤100

Результати досліджень показали, що технологія ULTRA CLEAN та пакування типу Bag in Box дозволяють збільшити термін придатності кінцевої продукції у двічі, а саме з 6 місяців до одного року, за рахунок зниження впливу сторонніх біологічних факторів. Впроваджена система менеджменту безпечності дає можливість отримувати безпечний кінцевий продукт на постійній основі.

**Висновок.** Забезпечення дієвості системи безпечності на потужностях є необхідною умовою інтенсивного розвитку компанії в умовах економічної кризи та обізнаності споживача. Розуміння вищого керівництва щодо доцільності та необхідності постійного вдосконалення СМБХП забезпечить лідируючі позиції компанії як на вітчизняному ринку, так і надасть можливість відкриття нових ринків збуту.

#### **Перелік джерел інформації**

1. Директива Європейського Союзу про якість води, призначеної для споживання людиною, 2020/2184 від 16 грудня 2020 р.
2. Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. Режим доступу: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
3. ДСанПіН 2.2.4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною

**Фітотоксичність бутильованої мінеральної негазованої води****Юлія Шкурай, Наталія Ткачук***Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка,  
Чернігів, Україна*

**Вступ.** Метод фітотестування поряд з фізико-хімічними методами допомагає визначити якість води. Біотестування рекомендують для більш широкого застосування при визначенні окремих санітарно-гігієнічних показників та як невід'ємний елемент в системі заходів з оцінки якості води питного призначення [1-2]. Зокрема є повідомлення щодо негативного впливу води: бутильованої на *Allium cepa* L. [3], *Daphnia magna* Straus [1, 4], однодобових мальків костистих риб *Poecilia reticulata* P. [5]; питної води нецентралізованого постачання на *Lemna minor* L. [6]; колодязної води на злакові рослини [7]. Тому метою даної роботи було дослідження токсичності бутильованої води за фітотестом з використанням рослин тритикале.

**Матеріали і методи.** Досліджували фітотоксичність бутильованої води мінеральної природної столової хлоридно-гідрокарбонатної натрієвої негазованої, хімічного складу, мг/л (за даними виробника):  $\text{Ca}^{2+} < 50$ ,  $\text{Mg}^{2+} < 50$ ,  $\text{Na}^{+} + \text{K}^{+} 20-150$ ,  $\text{HCO}_3^{-} 100-300$ ,  $\text{SO}_4^{2-} < 50$ ,  $\text{Cl}^{-} < 50$ , мінералізація: 0,2 - 0,5 г/л. В якості тест-рослини використовували тритикале. Спочатку насіння рослини проростили, а потім по 10 однакових проростків розмістили у отворах кришок кювет, до яких вносили відстояну водопровідну воду (контроль) та досліджувану мінеральну негазовану воду (дослід). Дослідження проводили у потрійній повторності. На 7-му добу визначали довжину стебла та коренів, розраховували індекс довжини коренів (RLI), який є прикладом індексу фітотоксичності, за формулою:

$$\text{RLI} = \frac{L_{\text{T}(i)} - L_{\text{C}}}{L_{\text{C}}},$$

де  $L_{\text{T}(i)}$  та  $L_{\text{C}}$  є середньою довжиною коренів у тесті та контролі відповідно [8]. Фітотоксичність оцінювали з використанням наступної шкали [8]:

- слабка ( $-0.25 \leq \text{RLI} < 0$ ),
- помірна ( $-0.5 \leq \text{RLI} < -0.25$ ),
- висока ( $-0.75 \leq \text{RLI} < -0.5$ ),
- дуже висока ( $-1 \leq \text{RLI} < -0.75$ ).

Результати дослідження обробляли статистично з використанням програми Microsoft Excel 2010: визначали середнє арифметичне та стандартну похибку; достовірність відмінностей визначали за t-критерієм Стьюдента.

**Результати.** Результати дослідження фітотоксичності бутильованої води наведено в таблиці.

Встановлено, що тест-показники рослини при її рості на бутильованій воді достовірно відрізняються від показників при рості на водопровідній воді. Так, довжина стебла та коренів тест-рослини була менше, ніж у контролі, на

41% та на 32%, відповідно. За розрахованим індексом довжини коренів досліджувана бутильована вода помірно токсична.

Таблиця

Тест-показники тритикале

Варіант досліджу	Довжина, мм		RLI	Інтерпретація результатів фітотесту	Коментарі
	стебло	корінь			
Контроль (відстояна водопровідна вода)	14,37 ± 0,50	8,36 ± 0,44	0,00	Токсичності немає	Інгібування росту немає
Бутильована мінеральна питна негазована вода	8,46 ± 0,94*	6,49 ± 0,53*	-0,22	Помірна токсичність	Інгібування росту на 32-41%

Примітка: відмінності від контролю достовірні при \* $p \leq 0,05$

Як основну причину токсичної дії бутильованої води на тест-організми можна розглядати наявність у ній певних ксенобіотиків, призначених для пригнічення патогенної та умовно патогенної мікрофлори [4], різноманітних біологічно активних сполук різної природи, включно з фармакологічними агентами, зокрема антибіотиків у слідових кількостях [9]. Крім того, фактором появи токсичних властивостей може бути пластикова тара, властивості якої з часом змінюються [1].

**Висновки.** Таким чином, за фітотестом з проростками тритикале встановлено помірну фітотоксичність бутильованої води мінеральної природної столової хлоридно-гідрокарбонатної натрієвої негазованої. Подальші перспективи вбачаємо у більш детальних дослідженнях такої питної води, зокрема, за біотестуванням з використанням різних систематичних груп організмів, для з'ясування її безпеки для здоров'я людини.

#### Перелік джерел інформації.

1. Саламатін Д.М., Сакун О.А. Оцінювання якості бутильованої води Полтавщини залежно від умов зберігання. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2020. Вип. 1. С. 74-79.
2. Квасневская Н.Ф., Лебедева Т.Л., Бадюк Н.С., Гоженко А.И. Биотестирование в оценке качества питьевых вод. *Актуальні проблеми транспортної медицини*. 2015. № 1(39). С. 24-35.
3. Сидорович М.М. Використання біометричних показників *Allium test* для визначення якості питної води міста. *Науковий часопис Національного педагогічного університету імені М.П. Драгоманова. Серія 20. Біологія*. 2013. Вип. 5. С. 182-192.

4. Саламатін Д. Визначення якості питної фасованої води методом біотестування. *Сталий розвиток – стан та перспективи*: матеріали міжнародного наукового симпозіуму SDEV'2018, Львів-Славське, Україна, 28 лютого–3 березня 2018 року. Львів : Панорама, 2018. С. 127-129.
5. Антонова Г.С., Засядько Т.А. Визначення рівня токсичності фасованої води методом біотестування. URL: <http://intkonf.org/antonova-gs-zasyadko-ta-viznachennya-rivnya-toksichnosti-fasovanoyi-vodi-metodom-biotestuvannya/> (дата звернення: 13.02.2022).
6. Сидорович М.М., Кундельчук О.П., Прокопець Л.О., Кузнецова Д.О. *Letna minor* L. – фітотест для визначення токсичності і полютантності міської питної води з нецентралізованого водопостачання (пунктів продажу). *Научный взгляд в будущее*. Одесса: Куприенко С.В., 2016. Вып. 2(2), т. 12. С. 80-86.
7. Смикун Н.В., Фурман С.С. Біотестування колодязної води з використанням деяких рослин родини *Poaceae*. *Вісн. Запорізького нац. ун-ту. Запоріжжя*. 2008. №1. С. 183-185.
8. Cai X., Ostroumov S.A. Finding of toxicity of herbal shampoo to plant seedlings: phytotest of mixture product that contains membranotropic chemicals as components. *Ecologica*. 2021. No 28(101). P. 6-10.
9. Ben Y., Hu M., Zhang X., Wu S., Wong M.H., Wang M., Andrews C.B., Zheng C. Efficient detection and assessment of human exposure to trace antibiotic residues in drinking water. *Water research*. 2020. No 175. P. 115699.

## АКТУАЛЬНІ СПОСОБИ ВОДОПІДГОТОВКИ ДЛЯ ПІДПРИЄМСТВ З ВИРОБНИЦТВА АЛКОГОЛЬНИХ НАПОЇВ

Світлана Олійник, Владислав Целінський

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

На сьогодні найбільш актуальним завданням, що стоїть перед виробниками харчової галузі, особливо виробництва алкогольних, слабоалкогольних та безалкогольних напоїв, є якісне очищення води, що використовують у виробничих технологічних процесах [1].

Окрім освітлення води на механічних фільтрах найчастіше використовують пом'якшення способом іонообміну та зворотноосмотичну демінералізацію. Знезараження технологічної води проводять впливом ультрафіолетових променів, озонуванням та обробкою іонами срібла [1].

Хлорування води для виробництва алкогольних напоїв не використовується оскільки залишковий хлор надає воді характерного присмаку, а продукти його реакції з речовинами типу фенолів – хлорфенольний запах. Крім того, воду з високим вмістом хлору не можна використовувати для генерування дріжджів [1].

На окремих заводах для знезараження використовують озон, який діє лише на вегетативні неспортовні форми бактерій. Перевагою озонування є те, що одночасно з знезараженням усуваються присмаки та запахи, знижується забарвленість води. Недоліком є ретельне контролювання концентрації озону та необхідність додаткового оброблення активним вугіллям [1].

Спосіб знезараження бактерицидним опроміненням застосовують перед контрольним фільтруванням на мікропористих мінералах для підвищення органолептичних показників та спрямуванням підготовленої води у напірні ємності очисного відділення. Ультрафіолетові промені згубно діють як на вегетативні форми бактерій так і на спорові [1].

Перспективним способом є комплексне фільтрування і знезараження води модифікованим посрібленим кварцевим піском або мікропористими мінералами, активним вугіллям, що пояснюється антибактеріальною дією іонів срібла. Проте бактерицидна дія срібла позначається тільки на вегетативних формах бактерій та дуже незначно поширюється на спорові форми. Ефективність бактерицидної дії досягається при тривалому контакті знезаражуваної води з іонами срібла.

Технологія підготовки води, що здійснюється безпосередньо на підприємстві, залежить від складу та ступеня забруднення вихідної води, а також від вимог до якості підготовленої води для певних груп напоїв. В цей час галузь водопідготовки інтенсивно розвивається, впроваджуються нові матеріали і обладнання, що дозволяє знизити капітальні витрати та інтенсифікувати виробничий процес.

### Джерело інформації

1. Петренко Н.Ф., Мокієнко А.В. Комбіновані методи очистки та знезараження води. Вода і водоочисні технології. Науковотехнічні вісті. 2011. №1(3). С. 20-31

**ФІЛЬТРУВАННЯ ВОДИ ЗЕРНИСТИМИ МАТЕРІАЛАМИ НА ОСНОВІ КРЕМНИСТИХ ПОРІД У ВИРОБНИЦТВІ АЛКОГОЛЬНИХ НАПОЇВ****Леся Тарасюк, Світлана Олійник***Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

Погіршення якості води поверхневих та підземних джерел, а також підвищення вимог до води, що використовується у технології алкогольних напоїв змушує шукати можливість удосконалення методів її очищення. Через антропогенний вплив більшість з вод набувають забруднень скидів промислових та зливових стічних вод. Аналіз зміни якості природних вод вказує на поступове збільшення в них вмісту солей важких металів.

Серед методів очищення від сполук важких металів найважливішим є сорбційний метод з використанням природних неорганічних сорбентів [1]. Природні неорганічні сорбенти, зокрема, матеріали на основі кремнистих порід (дисперсних кремнеземів), мають підвищену вибірковість до катіонів металів, мають мікрозернисту і скритокристалічну будову, що дозволяє очікувати високу ефективність їх застосування в процесах очищення природної питної води. Вони в десятки разів дешевші за штучні органічні та неорганічні сорбенти, що при масштабному забрудненні водних об'єктів є важливою економічною перевагою [1].

Дисперсні кремнеземи мають осадове походження. Вони від 10% до 95% складаються з гідратної форми кремнезему  $x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$ , що містить різні домішки мінерального та органічного походження.

Сорбенти на основі кремнистих порід є механічно міцними матеріалами. Їх подрібнюваність, стирання та умовна механічна міцність становлять 0,05–0,2 %, 0,02–0,1 % та 0,75–0,8 % відповідно.

Кремністі породи хімічно стійкі у нейтральних середовищах. При тривалому контакті сорбентів з водою міграції речовин з твердої фази в рідку не відбувається, її санітарно-гігієнічні показники не перевищують нормованих величин та відповідають вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10.

Вивчено сорбцію катіонів важких металів в статичних та динамічних умовах. В результаті обробки ізотерм сорбції визначено граничну ємність сорбентів, мг/г: 4,6 для нікелю; 3,5 для міді, 5,5 для цинку. Визначено ряди селективності для металів: мідь < нікель < цинк. Встановлено вплив солевмісту та значення водневого показника води на процес сорбції. Визначено оптимальні умови регенерації відпрацьованих кремнистих порід.

Отримані дані про закономірності сорбції катіонів важких металів зернистими фільтруючими кремнистими матеріалами свідчать про можливість їх застосування для очищення природних вод при виробництві алкогольних напоїв

**Джерело інформації**

1. Ковальчук, В.П. О комплексной программе повышения качества ликероводочной продукции. Алкоголь і тютюн. 2001, № 2. С. 6–8.

## ОСОБЛИВОСТІ УТВОРЕННЯ ТА ВИДАЛЕННЯ ТРИГАЛОМЕТАНІВ І ТРИХЛОРЕТИЛЕНУ ПРИ ДООЧИЩЕННІ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННІ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА НАПОЇВ

Леонід Патюк, Наталія Клименко, Людмила Невинна

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** Відомо, що вода для виробництва напоїв різного призначення повинна відповідати ряду специфічних технологічних вимог, які обумовлюють процес виготовлення та якість напою. Найчастіше для виготовлення напоїв використовують водопровідну воду централізованого водопостачання, яка піддається подальшій доробціта знезараженню. Водопровідна вода не доочищається, а «доробляється», так як їй надаються нормативні показники якості, необхідні для виготовлення конкретного напою. Наприклад, показники рН, лужність, жорсткість та інші для води на виробництві пива не відповідають цим показникам для питної води [1]. Тому в технологічній термінології пишуть, що вода «доробляється» до необхідної кондиції, а не доочищається.

У технологічних схемах підприємств процес знезараження на етапі **доробки** питної води проводиться препаратами активного вільного хлору, здебільш, гіпохлоритом натрію. При цьому має місце утворення в наднормативних кількостях тригалометанів (ТГМ) і трихлоретилену (ТХЕ) [2, 3], що обумовлює актуальність дослідження процесів їх утворення та видалення на всіх етапах технологічної схеми підготовки води для виробництва напоїв.

**Матеріали і методи.** Дослідження проводили на діючій промисловій установці підготовки технологічної води для виробництва пива та безалкогольних напоїв, яка включає послідовне фільтрування на піщаних, вугільних, Н-катионітних фільтрах і видалення вугільної кислоти в дегазаторі зрошувального типу. В схемі передбачено три стадії знезараження води гіпохлоритом натрію: перед накопичувальними ємностями, перед піщаними фільтрами, після дегазатора.

**Результати.** При виконанні роботи були одержані кількісні результати вмісту органічних і хлорорганічних сполук після кожної з трьох стадій знезараження водопровідної води гіпохлоритом натрію, а також динаміка зміни їх вмісту відносно водопровідної води, яка надходить на підприємство.

Встановлено, що на етапах технологічної схеми підготовки води як видаляються, так і утворюються у великій кількості ТХМ і ТХЕ після проведення кожної стадії знезараження. Найбільш суттєве збільшення хлорорганічних сполук (ХОС) відбувається після другої стадії знезараження, в процесі фільтрування на піщаних фільтрах, після котрих концентрація ТГМ і ТХЕ на 67 % і 61 %, відповідно, більше, ніж у вихідній воді. При відсутності у вихідній воді амонійного азоту вільний хлор реагує не тільки з органічними сполуками, але і з неорганічними моно- та діхлораминами.

**Висновки.** Запропоновано декілька варіантів підтримки раціонального режиму хлорування на різних стадіях знезараження води, при котрому утворюється мінімальна кількість ХОС з одночасним забезпеченням епідеміологічної безпеки води; мікробіологічних вимог до завантаження фільтрів; вмісту залишкового та вільного хлору у підготовленій воді, а саме:

1. Розрахунок доз вільного хлору необхідно здійснювати за кривими хлоропоглинання для кожної стадії знезараження із урахуванням сезону року, часу перебування в накопичувальній ємності, вмісту йонів амонію і кількості залишкового хлору, який зв'язаний в органічні та неорганічні аміни.

2. Блокування процесу утворення ХОС на першій і другій стадії хлорування рекомендовано досягти шляхом попередньої амонізації вихідної води перед надходженням в накопичувальні ємності.

3. Як дезінфектант при знезараженні водопровідної води доцільно використовувати монохлорамін, який можливо одержувати безпосередньо на місці його застосування при взаємодії гіпохлориту натрію та сульфату амонію.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Державні санітарні норми і правила України.

2. Прокопов В.О., Бардик Ю.В., Чичковська Г.В. Утворення та видалення галогенометанів при застосуванні хлорних технологій підготовки питної води з поверхневих водоем. *Довкілля та здоров'я*. 2003. №1. С.14-18.

3. Клименко Н.А., Самсонов-Тодорова Е.А., Савчина Л.А. Влияние природных органических веществ на образование тригалометанов при подготовке питьевой воды. *Химия и технология воды*. 2016. 38, №6. С.637-644.

## ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ У ВИНОРОБНІЙ ПРОМИСЛОВОСТІ

Валентин Сидоренко, Володимир Величко, Ірина Бабич

*Національний університет харчових технологій,  
Київ, Україна*

**Вступ.** В утворенні вина провідну роль відіграють винні дріжджі, завдяки яким відбувається спиртове бродіння вуглеводів. Біотехнологічні процеси при виробництві столових виноматеріалів успішно проходять з використанням препаратів активних сухих дріжджів. Але перед використанням обов'язково потрібно провести їх регідратацію в підготовленій воді.

Таким чином вода є основним компонентом цього процесу, вона забезпечує життя будь-якого організму.

Регідратацією дріжджів називається процес, під час якого відбувається обводнення сухої сировини. Тільки після регідратації рекомендується проводити засів (внесення) дріжджів у поживне середовище. Це важливий етап у виробництві якісних вин.

Як правило, на упаковці з сухою сировиною виробник вказує, що її треба розсипати саме по поверхні сусла. Досить часто використовується цей спосіб внесення дріжджів. Він має свої переваги. В першу чергу це найпростіший варіант додавання сировини та він не вимагає спеціальних знань, навичок або підготовчих процедур. Після того, як дріжджі будуть розсипані по поверхні сусла, починається безпосередньо і сам процес бродіння. Але істотним недоліком є те, що при внесенні сухих дріжджів безпосередньо в сусло, відбувається знищення досить великої кількості життєздатних клітин.

Опинившись в стресовій ситуації, під час процесу бродіння з'являються досить неприємні і небажані запахи з їдкими ароматами. Тому, перш ніж додавати сухі дріжджі безпосередньо в сусло, необхідно провести регідратацію. В цьому випадку можна буде запобігти появі різких і неприємних запахів. У виноробстві дуже важливо правильно задати дріжджі.

Якщо наслідувати усі правила і рекомендації, проведення регідратації, то можна зберегти близько 90% живих клітин.

Варто розібратися з тим, що відбувається з дріжджами після їх внесення у воду. В першу чергу починається відновлення клітин, а якщо бути точніше, то їх стінок. І в самих клітинах протікають досить складні процеси. Вода для дріжджів є комфортним середовищем, тому і відбувається їх швидке відновлення.

Важливе значення мають дві умови: чистота і температура. Але чому ж краще вносити дріжджі саме у воду? Сусло є досить агресивним середовищем для сировини, яка дуже ослаблена в сухому стані. І якщо додавати відразу в сусло, створюється стресова ситуація. Якщо ж вводити дріжджі, які вже встигли зміцніти і відновитися, побувавши у воді, сусло стає дуже хорошим і поживним середовищем.

**Матеріали і методи.** Особлива увага повинна приділятися чистоті, як води так і дріжджів. Важливо, щоб у воду потрапляли виключно дріжджі і більше нічого зайвого. Вода, яка використовується для регідратації, має бути зазначеної температури.

Розводити дріжджі треба в заздалегідь підігрітій воді (температура близько 30-40<sup>0</sup>С). Якщо температуру води підвищити, то дріжджі- загинуть. У разі, використання холодної води- регідрується тільки частина дріжджів, а це призведе до недоброду виноматеріалу.

Бажано використати воду, у складі якої немає хлору. Вкрай важливо переконатися, що вода очищена або оброблена перед регідратацією. Один з методів дехлорування є кип'ятіння. Кип'ятіння води – найдешевший і безпечний метод очищення води. Джерела води і канали розподілу можуть зробити воду небезпечною. Наприклад, паразити і мікроби – це те, що можна не бачити неозброєним оком, але їх вплив може бути небезпечним. У цьому методі чиста вода повинна бути доведена до кипіння і залишена покипіти на 1-3 хвилини. Кип'ячена вода повинна бути накрита і залишена остигати перед використанням. Для води, що забирається з свердловин, залишити її для відстоювання.

**Результати.** Підігрівається вона в неметалічній ємності. Потім вода залишається на деякий час, поки не охолоне, оскільки її температура не має бути понад +36<sup>0</sup>С. У підготовлену ємність заливається підготовлена вода у співвідношенні: 1 г дріжджів береться на 10 мл води (отже, 10 г сировини на 100 мл рідини). Ємність з водою ставиться на плиту і залишається на якийсь час, поки не нагріється. Рекомендується додатково використати спеціальний кухонний термометр. Нагрівається рідина до температури до від +30 до +36<sup>0</sup>С. На поверхню води акуратно висипаються дріжджі, невеликими порціями, щоб не утворилися грудочки. Приблизно через 15 хвилин можна склад ретельно перемішати. Якщо все-таки з'явилися грудочки, їх необхідно обов'язково розбити. Після того, як дріжджі відновляться, треба знову перемішати склад, не можна здійснювати різких і інтенсивних рухів. В результаті суміш повинна набути однорідну консистенцію, що нагадує крем. Повільно температуру дріжджів доводити до такої ж, як і температура сусла. Важливо, щоб ці показники були максимально наближені. У сусло невеликими порціями вводиться суміш дріжджів. Після того, як відбувається контакт сухої сировини з водою, починається їх активне відновлення. Клітини дріжджів стають сильнішими, підвищується їх витривалість. В результаті після контакту з суслом, коли утворюється стресова ситуація, вони набагато легше переносять цей процес. При цьому зберігає життєздатність значно більше клітин, чим у разі додавання сировини прямо в сусло.

**Висновки.** Процедура регідратації дріжджів у виноробстві займає одне з найважливіших місць. Залежно від того, наскільки правильно буде проведений цей етап, залежить якість готового продукту. Якщо говорити звичною мовою, регідратація – це процедура повторного насичення водою речовини, яку заздалегідь було спеціально зневоднено. Відбувається розмочування і подальша активація сухої сировини.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Оценка эффективности извлечения ионов тяжелых металлов из водных растворов микропористым углем aquasorb и его мезопористым аналогом./ СычН.В. та ін. / Химия и технология воды, 2019, т. 41, №2, С.127-137.
2. Wine Folly. Усе, що треба знати про вино, Джастін Геммек, Мадлен Пакетт, 2018, 240 с.

## ПІДГОТОВКА ЖИВИЛЬНОЇ ВОДИ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ЦУКРИСТИХ РЕЧОВИН ІЗ СТЕБЕЛ ЦУКРОВОГО СОРГО

Ольга Каленик<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>1</sup>, Наталія Григоренко<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

<sup>2</sup>Institute of Animal Reproduction and Food Research of Polish Academy of Sciences, Olsztyn, Poland

**Вступ.** Актуальним питанням сьогодення є розширення асортименту нових видів харчової продукції, в т.ч. й цукровмісних сиропів з сировини, яка передбачала б застосування органічних методів вирощування. Представляє науково-практичний інтерес використання для цих цілей цукрового сорго, стебла якого за вмістом цукрів незначно відрізняються від цукрової тростини [1]. Так, до складу цукристих речовин соку сорго входять в різних співвідношеннях дисахариди (цукроза, мальтоза) та моносахариди (глюкоза, фруктоза), що залежить від сортових особливостей і агрокліматичних умов його вирощування. Наявність у складі цукристих речовин високого вмісту моносахаридів обумовлює можливість отримання цукровмісних продуктів зі сорго виключно у вигляді харчового сиропу. Необхідно відмітити, що сиропи, отримані із соку стебел сорго, містять у своєму складі великий перелік макро та мікроелементів, зокрема: Ca, P, Mg, K, Na, Cu, Zn, Co, Mn, Fe, S, незамінні амінокислоти, вітаміни B1, B2, PP, E, C [2, 3].

Важливим технологічним етапом є вилучення цукристих речовин зі стебел сорго, метою якого є збереження всіх корисних речовин та одержання соку високої якості.

Нами проведені дослідження, що підтвердили ефективність поєднання пресового та дифузійного способів з одержанням сиропів відповідно різного вуглеводного та мікроелементного складу [4].

Метою даного дослідження було визначення впливу якості екстрагенту на технологічні показники екстракту та розроблення схеми підготовки екстрагенту для знецукрення частково віджатих та подрібнених стебел сорго.

**Матеріали і методи.** Предметом дослідження є стебла сорго цукрового, вода для екстрагування. Процес екстрагування проводили за типовим способом за тривалості процесу 10-40 хв., температури 60-80 °C та рН екстрагенту 4,6-7,0 од. В кожному зразку одержаного екстракту визначали вміст СР, цукрози, редукувальних речовин, загальних цукрів, ВМС та білків.

Також були проведені дослідження очищення живильної води для процесу екстрагування із застосуванням мембранних методів фільтрування: нанофільтрації та зворотного осмосу.

**Результати.** На основі проведених досліджень можна зробити висновок, що рН екстрагенту для вилучення цукристих речовин з попередньо віджатих стебел сорго доцільно підтримувати в достатньо широкому діапазоні значень 5,1-6,5 од., що забезпечує достатньо високу чистоту одержаного екстракту.

В таблиці 1 наведено результати досліджень у разі моделювання протитечійного екстрагування за умови використання водопровідної (екстракт II) та додатково очищеної води (екстракт I). Тривалість процесу становила 20 хв. за температури 66-70°C, рН екстрагенту – 6,0 од.

Таблиця 1 – Показники якості екстрактів з використанням в якості екстрагенту води за різними способами очищення

Показники	Продукт	
	Екстракт I	Екстракт II
СР,%	13,0	11,4
рН	5,15	5,1
Білки,% на 100 СР	1,977	1,260
РР,%	4,22	5,0
Цукроза,%	6,89	4,06
Загальний цукор,%	11,11	9,06
Чистота,%	85,46	79,47
ВМС,% на 100 СР	7,55	8,1

Проведені дослідження показали, що у разі використання демінералізованої води після очищення на мембранах нанофільтрації та зворотного осмосу (табл. 2) одержано екстракт (I) вищої чистоти порівняно до застосування водопровідної води (екстракт II).

Таблиця 2 – Результати очищення водопровідної води на установках нанофільтрації (NF) та зворотного осмосу (RO)

Показники	Продукт		
	Водопровідна вода	NF	RO
Загальна жорсткість, ммоль/дм <sup>3</sup>	4,9	1,45	0,08
Загальна лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	3,7	1,8	0,12
Водневий показник, од. рН	7,5	7,12	6,22
Солевміст, мг/дм <sup>3</sup>	292	124	20
Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>	3,56	2,44	0,48
Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	27,8	16,9	4,6
Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	32,8	13,2	1,93

Крім того, перевагою застосування установок зворотного осмосу для підготовки води є зниження рН до значень 6,0-6,5, що відповідає діапазону оптимальних значень екстрагенту за результатами попередніх досліджень.

**Висновок.** В технології одержання цукровмісних сиропів з цукрового сорго важливим питанням є підготовка екстрагенту на стадії вилучення цукристих речовин з частково подрібнених та віджатих стебел.

Застосування баромембранних методів фільтрації, зокрема нанофільтрації та зворотного осмосу забезпечує високу якість води, при цьому виключається внесення сторонніх хімічних сполук та мікроорганізмів до складу харчового сиропу, що надає можливість виготовлення органічної продукції.

### **Перелік джерел інформації**

1. Яланський О.В. Вміст цукру в соку стебел різних сортозразків сорго цукрового / О. В. Яланський, В. І. Середа, М. Г. Носов, М. М. Таганцова // *Зернові культури*, Том 2, № 2, 2018. С. 212–217. <https://doi.org/10.31867/2523-4544/0027>

2. Rokaia Ramadan Abdelsalam, Waled Mohamed Abdel-Aleem, Hussein Ferweez, Evaluation of Some Technological Treatments on Juice Quality of Both Sugar Cane and Sweet Sorghum as Fresh Bever or Raw Material for Syrup (Black Honey) Production, *International Journal of Nutrition and Food Sciences*. Vol. 9, No. 4, 2020, pp. 95-103. doi: 10.11648/j.ijnfs.20200904.11

3. Grygorenko N., Cherednychok O., Babiazh A. Innovative technology for the production of organic sugar syrup obtained from sweet sorghum and its use for the production of healthy foods. 4<sup>th</sup> International Scientific Conference. *Agrobiodiversity for Improve the Nutrition, Health and Quality of Human and Bees Life*. (Nitra, Slovakia September 11-13, 2019). – Nitra: Slovak University of Agriculture in Nitra, 2019. – p. 87.- ISBN 978-80-552-2037-6.

4. Husiatynska, N., Hryhorenko, N., Kalenyk, O., Husiatynskyi, M., & Teterina, S. (2021). Studying the process of extracting sugary substances from the stalks of sweet sorghum in the technology of making food syrups. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 4(11(112)), 17–24. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.237785>

УДК 664.653.11

**ВПЛИВ ПІДГОТОВЛЕНОЇ ВОДИ НА ЯКІСНІ ВЛАСТИВОСТІ  
БЕЗДРІЖДЖОГО ХЛІБА (НА ПРИКЛАДІ ПЕКАРНІ КОНДИТЕРСЬКОЇ  
FITNESS FAMILY FOOD )**

**Ірина Корнієнко, Віталій Гуляєв, Андрій Анацький,  
Наталія Непошивайленко, Ольга Філімоненко, Юрій Корнієнко,  
Алла Коваленко, Валерія Кускова**

*Національний авіаційний університет, Київ, Україна  
Дніпровський державний технічний університет, Кам'янське, Україна*

**Вступ.** У раціоні харчування людини винятково важливе місце посідають хлібобулочні вироби. З урахуванням того, що хліб є найдоступнішим видом продовольства та продуктом щоденного споживання, найважливішими напрямками розвитку хлібопекарської галузі стають збільшення його виробництва із заданими властивостями та складом, підвищення харчової та біологічної цінності, смакових переваг, а також прискорення та вдосконалення процесу приготування хлібобулочних виробів. Основною сировиною для виробництва бездріжджового хліба є закваска, борошно, вода, сіль, цукор, рослинні жири, також харчові покращувачі та добавки [1].

Метою роботи є отримання фізіологічно збалансованих відповідно до потреб людини хлібобулочних виробів за рахунок спрямованих змін складу води та використання функціональних добавок рослинного походження – шротів розторопші та льону, овочевого пюре та шпинату.

**Матеріали та методи.** В роботі було використано фізико-хімічні, мікробіологічні методи дослідження якості води та готового хлібопродукту. Проведено вивчення реологічних характеристик тіста за допомогою фаринографа. Дослідження та апробації проводилися в умовах сучасної пекарні-кондитерської Fitness Family Food (м.Київ), котра використовує для активації закваски та замісу тіста виключно додатково очищену (методом зворотного осмосу) та підготовлену (мінералізовану) воду.

**Результати.** Вода використовується як розчинник харчової кухонної солі, цукру, а також, для приготування хлібної закваски із додаванням чистих культур молочнокислих бактерій [1]. При приготуванні тіста вода відіграє важливу роль, оскільки від її масової частки, стану, активності, хімічного складу залежить інтенсивність фізико-хімічних, біохімічних, мікробіологічних та колоїдних процесів, вологість хлібопекарських напівфабрикатів та їх консистенція, вологість готового хліба та його харчова цінність [2].

Якість води, яка використовується на хлібокомбінатах та пекарнях, повинна задовольняти вимогам (Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10)).

За проведеними результатами досліджень встановлено, що в літній період, внаслідок інтенсивної евтрофікації р. Дніпро, відбувається порушення норм питної води за деякими мікробіологічними та фізико-хімічними показниками (табл. 1) у промисловому місті Дніпропетровської області.

Таблиця 1 – Порівняльна характеристика якості дослідженого зразку питної води до норм ГДК згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 в період евтрофікації

№ з/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи для питної води			
			водопровідної, з пунктів розливу та бюветів	з колодязів та каптажів джерел	фасованої	Зразок
<b>Мікробіологічні показники</b>						
1	Загальне мікробне число (при t 37 °С - 24 год)	КУО/см <sup>3</sup>	≤ 100 (≤ 50)**	не визначається	≤ 20	142
2	E.coli	КУО/ 100 см <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність	3
3	Коліфаги	БУО/дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність	2
<b>Фізико-хімічні показники</b>						
4	Поліфосфати (за PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	мг/л	≤ 3,5	не визначається	≤ 0,6 (3,5) <sup>-3</sup>	4,5
5	Нітрати	мг/л	≤ 250-350 <sup>-7</sup>	≤ 350	≤ 250	385
6	Хлор залишковий зв'язаний	мг/л	≤ 1,2	≤ 1,2	< 0,05	1,6
7	Хлор залишковий вільний	мг/л	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,05	0,70
8	Хлороформ	мкг/л	-	не визначається	≤ 6	4,5
9	Перманганатна окиснюваність	мг/л	-	≤ 5,0	≤ 2,0 (5,0) <sup>-3</sup>	8,8

Для упередження ризиків мікробного забруднення та поширення патогенних мікроорганізмів водопровідною мережею, комунальні підприємства із водоочищення в літній період вимушені збільшувати дозу хлору, що призводить до погіршення якості питної води з утворенням стійких хлорорганічних комплексів із перевищенням норм ГДК відносно таких показників як - зв'язаний залишковий та вільний хлор, хлороформ, перманганатна окиснюваність (табл.1). Оскільки, ця проблема є актуальною для харчової промисловості, тому що вода є розчинником та одним з головних сировинних компонентів, від її якості та структури залежить перебіг найважливіших технологічних процесів - ферментація борошняної складової, в сучасній пекарні-кондитерській Fitness Family Food використовується семи-ступінчаста система очищення питної води (зворотній осмос) з подальшою мінералізацією. На основі очищеної води отримано закваску та тісто (зразок 1), якість хліба оцінено порівняно із контролем (зразок 2) - хліб, виготовлений із додаванням питної водопровідної води без додаткового очищення. Результати досліджень за фаринографом свідчать: показники водопоглинальної здатності та утворення тіста є рівнозначними для обох дослідних зразків (1 та 2). Хоча, стійкість тіста є більшою на 1 хвилину у зразку (1). Також, показник розрідженості тіста для зразка (1) є меншим на 12 од. фаринографа. Загальна волометрична оцінка на 11 % є більшою для зразку (1) порівняно із контролем. За органолептичними показниками: зовнішній вигляд хліба є відповідним для двох зразків, хоча м'якші хліба для зразку (1) є більш ажурним та рівномірним, він легко відновлює первинний стан, колір хліба для зразку (1) є білішим. За фізико-хімічними показниками: питомий обсяг хліба для зразка (1) є більшим на 22 % порівняно із контролем, титрована кислотність є вищою ніж у зразка (2) на 36 %, пористість хліба зростає для зразку (1) – на 2,7%.

**Висновки.** У роботі представлено наукове обґрунтування щодо використання особливо підготовленої – очищеної, очищеної та спрямовано мінералізованої води із внесенням функціональних добавок рослинного походження для отримання фізіологічно більш збалансованих із потребами організму хлібобулочних виробів. Очищення води методом зворотного осмосу крім досягнення основної мети - зниження рівня вмісту різних груп іонів, що зумовлює тимчасову активність води, сприяють утворенню міцнішої коагуляційної структури тіста і, відповідно, поліпшенню його реологічних властивостей та якісних показників готових виробів.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Дробот Т.І. Довідник з технології хлібопекарного виробництва: Довідник: навчальний посібник/2-е вид., перероб. і допов. Київ. 2019.580 с.
2. Гомеля М.Д., Шаблій Т.О., Радовенчик Я.В. Фізико-хімічні основи процесів очищення води. Київ: Кондор. 2019. 256 с.

## IMPROVEMENT OF WATER PREPARATION TECHNOLOGY FOR THE PRODUCTION OF ALCOHOLIC BEVERAGES OF STABLE QUALITY

Oleh Kuzmin, Nataliia Stukalska, Igor Dudarev, Bogdan Mykhailov

*National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine*

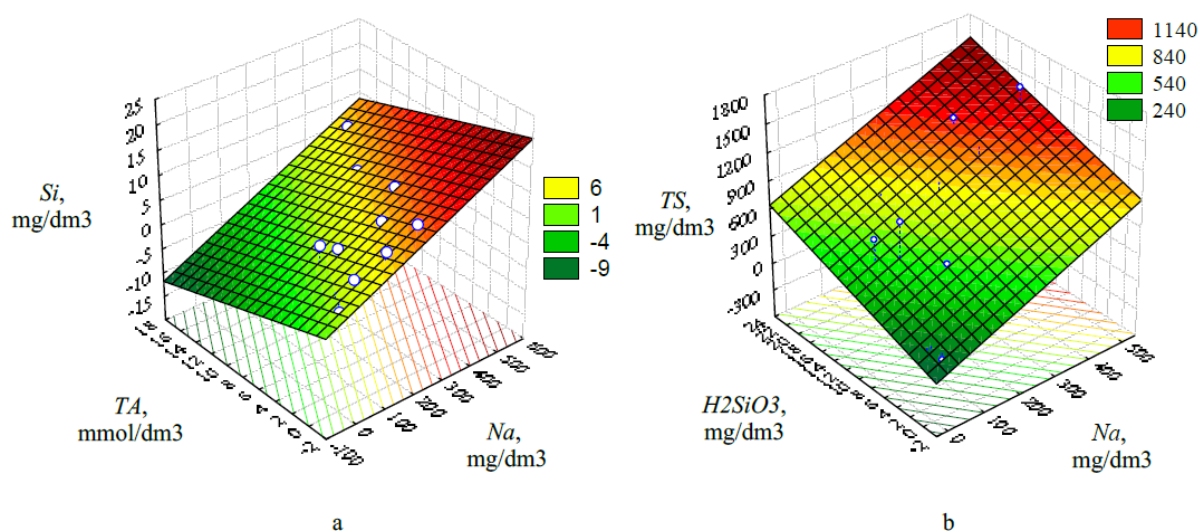
**Introduction.** Prepared water makes it possible to increase the stability of alcoholic beverages during storage [1-3], increase the sensory properties of alcoholic beverages, and reduce their cost price [1]. Water prepared for the production of alcoholic beverages must be prepared in accordance with technical conditions [2]. Most often, three types of prepared water are used for the production of alcoholic beverages: drinking water; water is softened due to *Na*-cationization; water is demineralized by reverse osmosis [3]. For the production of alcoholic beverages, electrochemical activation is used as an alternative method of water preparation [2]. Electrochemical activation ensures: destruction of microorganisms and complete disinfection of water; effective removal of toxic elements and compounds; removal of excess concentrations of salts; water mineralization level management; directed change of redox potential and increase of biological value of water [2].

**Materials and methods.** Based on the results of experimental and mathematical-statistical studies, internal dependencies between the parameters of the prepared water were established using Pearson's correlation coefficients, which measures the strength of the linear relationship between variables. The correlation coefficient can take a range of values from +1 to -1. Positive correlation coefficient means that if one variable gets bigger, the other variable also gets bigger, so they tend to move in the same direction. Negative correlation coefficient means that the variables tend to move in the opposite directions: If one variable increases, the other variable decreases, and vice-versa. When correlation coefficient is close to zero two variables have no linear relationship.

**Results.** In order to improve the technology of prepared water, a study of the physical and chemical indicators of drinking water was conducted; water softened by *Na*-cationization; water demineralized by reverse osmosis; electrochemically activated water and their mixtures.

The strongest correlations for pairwise correlation coefficients are in the range |0.60-1.00|. The mass concentration of sodium (*Na*) in water has relationships with total alkalinity (*TA*), mass concentration of silicon (*Si*)/silicic acid ( $H_2SiO_3$ ), total solids (*TS*), with the corresponding pairwise correlation coefficients  $r = 0.82; 0.70; 0.70; 0.87$  (Figure 1).

This is explained by the interaction of silicon and salts of silicic acid (silicates) in water, which are in dissolved and colloidal states, and sodium in water. During the storage of vodka, water washes sodium from the glass, which forms hydroxides, as a result of which the alkalinity of the solution increases and silicates are leached from the inner surface of the glass with the formation of insoluble sediments (sodium and calcium hydrosilicates).



**Fig. 1. Dependence of quality indicators of prepared water: a – mass concentration of sodium (Na) on total alkalinity (TA) and mass concentration of silicon (Si); b – mass concentration of sodium (Na) from the mass concentration of silicic acid ( $H_2SiO_3$ ) and total solids (TS)**

The effectiveness of electrochemical activation of prepared water, adapted to the technology of alcoholic beverages of stable quality, which involves the preparation of drinking water due to electrochemical activation, followed by *Na*-cationization, demineralization by reverse osmosis, was proven.

**Conclusions.** It was found that the sodium mass concentration of the prepared water affects the stability of alcoholic beverages during storage. To increase the stability of vodka according to the presented water technology, the following reduction occurs: the mass concentration of sodium (*Na*) by 23 times – from 266.1 to 11.6 mg/dm<sup>3</sup>; total alkalinity (*TA*) by 21 times – from 4.1 to 0.2 mmol/dm<sup>3</sup>; mass concentration of silicon (*Si*) by 13 times – from 6.5 to 0.5 mg/dm<sup>3</sup>; mass concentration of silicic acid ( $H_2SiO_3$ ) by 13 times – from 13.9 to 1.1 mg/dm<sup>3</sup>.

### References.

1. Internal mechanisms for establishment of the equilibrium state of water-alcohol mixtures in vodka technology / Kuzmin O. et al. *Ukrainian Food Journal*. 2018. 7(4). pp. 655–670.
2. Стабілізація водно-спиртових сумішей у процесі електрохімічної активації питної води / Кузьмін О.В., Топольник В.Г., Мирончук В.Г., Суйков С.Ю. *Прогресивні техніка та технології харчових виробництв ресторанного господарства і торгівлі* : зб. наук. пр. Харків : ХДУХТ, 2015. Вип. 2 (22). С. 374–386.
3. Kuzmin O. Determination of systems with a steady equilibrium in vodkas, depending on transformation of hydroxyl protons. *Ukrainian Journal of Food Science*. 2015. 3(1). pp. 33–41.

## ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ДЕАМОНІЗАЦІЇ КОНДЕНСАТІВ ВТОРИННИХ СОКОВИХ ПАРІВ З ВИКОРИСТАННЯМ ЦЕОЛІТУ

Денис Штепа, Наталія Гусятинська

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Використання конденсатів вторинних сокових парів в якості екстрагенту для процесу вилучення сахарози з бурякової стружки має ряд переваг в порівнянні з барометричною водою, оскільки дозволяє зменшити витрати води та знизити витрати палива у виробництві. Проте до недоліків слід віднести наявність розчиненого у воді аміаку порядку 150-240 мг/дм<sup>3</sup>, що відповідно призводить до підвищення рН<sub>20</sub> води до 10,5-11,2 од.

Відомі аераційні способи підготовки конденсатів з метою видалення аміаку [1]. Було запропоновано використання різних типів апаратів (насадкові чи тарільчаті колони), проте широкого поширення ці способи не отримали. В роботі [2], було розглянуто використання цеоліту для декальцинації соку II сатурації, при цьому запропоновано регенерацію адсорбенту проводити аміачними конденсатами, тим самим зменшуючи відповідно в них вміст аміаку. Процес деамонізації конденсатів з використанням цеоліту потребує подальших досліджень з метою визначення адсорбційних характеристик процесу та встановлення оптимальних умов його проведення.

**Матеріали і методи.** В якості об'єкта досліджень використовували природний цеоліт, виготовлений ДП «Закарпатський Цеолітовий завод», ТУ–У 15.7–31251965–001:2009.

Для досліджень процесу деамонізації використовували модельні водні розчини з концентрацією амонію 20...180 мг/дм<sup>3</sup>. Для цього у мірні стакани розміщували по 100 см<sup>3</sup> модельного розчину відповідної концентрації і додавали наважку цеоліту у кількості 5 г із фракцією 3–5 мм. Колби з розчинами встановлювали на магнітну мішалку, де перемішували аміачний розчин з цеолітом протягом 5 хв. Вміст масової частки амонію визначали колориметричним методом із застосуванням реактиву Несслера. Дослідження проводили відповідно за сталої температури процесу в діапазоні 40-80 °С.

**Результати.** З точки зору розроблення способу деамонізації конденсатів вторинних сокових парів у виробництві цукру представляє науково-практичний інтерес визначення сорбційних характеристик цеоліту по відношенню до розчину аміаку низької концентрації в межах 50-200 мг/дм<sup>3</sup>. Вихідна температура конденсату залежить від технологічної схеми відборів і становить порядку 85-90 °С.

За результатами експериментальних даних проведено розрахунки та одержано ізотерми сорбції амонію цеолітом за температур 40-80 °С. Так, на рис.1 наведено адсорбційну криву при температурі 60 °С.

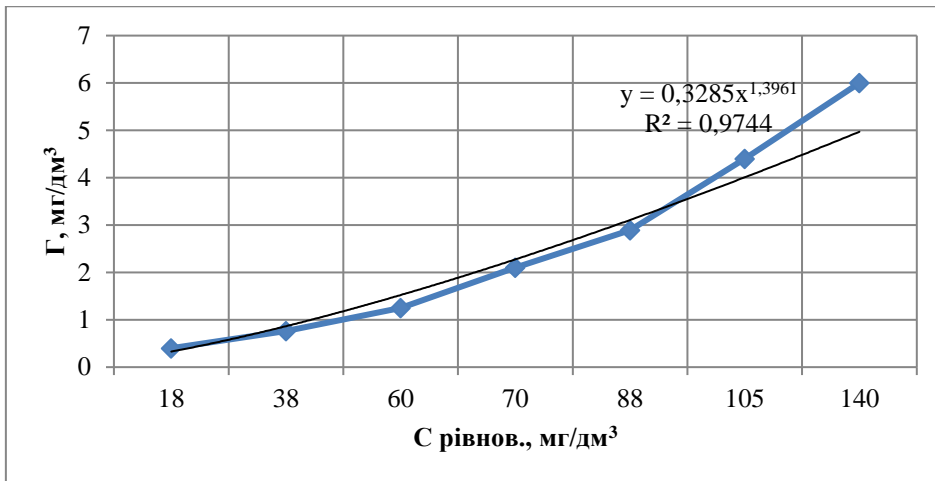


Рисунок 1 – Ізотерма сорбції амонію цеолітом при температурі 60 °С

Ізотерма адсорбції визначається рівнянням Фрейндліха:

$$\Gamma = \alpha \cdot C_{\text{рівн.}}^{\frac{1}{k}}$$

де -  $\Gamma$  - ємкість цеоліту в мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{\text{рівн.}}$  - рівноважна концентрація, мг/дм<sup>3</sup>;

$\alpha$  і  $\frac{1}{k}$  - адсорбційні константи.

Відповідно за допомогою методів математичної обробки експериментальних даних отримуємо коефіцієнти рівняння (для температури 60 °С):

$$\alpha = 0,328, K=0,716$$

$$\Gamma = 0,328 C_{\text{рівн.}}^{\frac{1}{0,716}}$$

**Висновки.** На основі експериментальних досліджень одержано ізотерми сорбції амонію цеолітом в діапазоні температур 40-80 °С. Адсорбційні константи дають можливість кількісно охарактеризувати процес видалення аміаку з слабо концентрованих розчинів з використанням цеоліту.

### Перелік джерел інформації

1. Гусятинская Н.А. Разработка способа подготовки экстрагента для извлечения сахара из свеклы: Дис. ... канд. техн. наук., КТИПП, Киев. – 1991.
2. Ліпець А.А. Використання природного цеоліту-кліноптилоліту для деамонізації конденсатів сокових парів / А.А. Ліпець, В.О. Малишев // Наукові праці НУХТ. – 2011. – № 37. – С.59–63.

## ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ СУЧАСНИМИ МАТЕРІАЛАМИ

### Світлана Шульга

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Якість природної води визначається її властивостями, які зумовлюють придатність її для використання. Небажаними компонентами, що містяться у поверхневих та підземних водах, є підвищений вміст сполук заліза та марганцю. Підвищений вміст заліза надає воді буруватого забарвлення, неприємного смаку та запаху. Згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 ГДК заліза у питній воді складає 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, сполук марганцю – 0,05 мг/дм<sup>3</sup>.

Також використання жорсткої води для господарських цілей викликає багато незручностей, що спонукає до пошуку різних способів її пом'якшення.

Очищення води до належного ступеня необхідно здійснювати якомога ефективніше, використовуючи новітні очисні технології, устаткування та методи очищення [1].

**Матеріали і методи.** При проведенні досліджень використовувалися сучасні сорбційні завантаження Pyrolox та Birm, які є ефективними для видалення сполук заліза та марганцю. Для пом'якшення досліджуваної води використовували катіоніт КУ-2-8, який широко застосовують при водопідготовці (для пом'якшення та демінералізації) та при очищенні стічних вод. [2, 3].

**Результати.** Очищення води проводилися з використанням фільтраційного завантаження Birm та Pyrolox. Експериментальні дослідження показали, що при очищенні води шляхом фільтрування через ці завантаження ефективність видалення сполук заліза та марганцю складає відповідно 55 та 90% (табл. 1).

*Таблиця 1. Ефективність очищення води з використанням фільтраційного завантаження Birm та Pyrolox*

№ посліду	Вихідна вода		Профільтрована через Birm		Профільтрована через Pyrolox	
	Водопровідна вода	Бювет	Водопровідна вода	Бювет	Водопровідна вода	Бювет
Вміст заліза (мг/дм <sup>3</sup> )						
1	0,321	0,12	0,149	0,08	0,229	0,10
3	0,329	0,12	0,249	0,08	0,249	0,10
Вміст марганцю (мг/дм <sup>3</sup> )						
2	0,112	0,05	0,02	0,01	0,02	0,02
3	0,201	0,03	0,05	0,01	0,05	0

Для пом'якшення води в даній роботі проводилися дослідження по обробленню її катіонітом КУ-2-8. Він містить кислотні групи, іони водню яких можуть обмінюватися з іонами металів, що перебувають у розчині. Позитивні

іоніти, так звані функціональні групи, катіоніту переходять в склад води, в той час як позитивні іоніти солей кальцію, магнію і розчиненого заліза притягуються негативно зарядженим каркасом зерен катіоніту КУ-2-8. В результаті експериментальних досліджень вода мала меншу жорсткість порівняно з водою, взятою для досліджень. Тобто вода пом'якшилася.

**Висновки.** Отже, дослідження показали, що технологія очищення води з використанням фільтруючого завантаження *Birm* та *Purolox* є досить ефективною. Також ефективним є спосіб пом'якшення води катіонітом КУ-2-8, в результаті якого жорсткість води зменшилася на 52%.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Корінько, І.В. Інноваційні технології водопідготовки: монографія / І.В. Корінько, Ю.О. Панасенко.– Харків: ХНАМГ, 2012. – 208 с.
2. Долінський А. А., Ободович О. М., Гусятинська Н.А. , Сидоренко В. В. Реалії сьогодення та перспективи майбутнього підготовки питної та технологічної води. Наукові праці НУХТ, 2018. Том 23, № 2. – с.247-255.
3. Гусятинська Н.А., Крапивницька І.О., Шульга С.А., Нешва А.О., Кучер М.А. Пом'якшення води катіонообмінними смолами. Економіка природокористування: стан, проблеми, перспективи: Матеріали ІV Всеукраїнської науковопрактичної Інтернет-конференції (м. Ірпінь, 12 – 18 березня 2018 р.). – Ірпінь: УДФСУ, 2018. – Ч.1. – с.35-37.

## ПСИХОЛОГІЯ РЕКЛАМИ МІНЕРАЛЬНОЇ ВОДИ

Вікторія Шиліна, Наталія Чугаєва

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Загальновідомо, що реклама є складовою системи просування товарів на споживчому ринку. Будь-який товар, зокрема мінеральні води, що з'являється на ринку, створює про себе певне враження.

**Матеріали і методи.** Під час дослідження були використані теоретичні методи, а саме аналіз наукової літератури, навчального процесу та узагальнення отриманої інформації.

**Результати.** Ринок мінеральної води є не досить диференційованим, тому більшість споживачів, ймовірно, не ідентифікують товар за фірмами. З огляду на це, можна припустити, що звертайся реклама виключно до раціонального мислення споживача, це, можливо, призвело б до зниження ефективності рекламного повідомлення. Тому для реклами мінеральної води є важливим психологічний вплив на особистість споживача. У цьому контексті зазначимо, що актуальним питанням є навчання майбутніх фахівців водопідготовки у Національному університеті харчових технологій, яке логічно поєднує в собі вивчення професійних та гуманітарних дисциплін, наприклад, «Психології успішності», яку в 2021-2022 н. р. обрали 188 здобувачів вищої освіти 1 курсу з 4 інститутів та факультетів НУХТ.

Дослідження психологічного впливу рекламної діяльності передбачає аналіз таких її аспектів, що викликають у людини емоційне ставлення до реклами, до самого товару, що формує в результаті бажання чи небажання придбати його. Якщо споживач не знаходить для себе нічого цікавого, емоційно забарвленого, то в нього може не з'явитися бажання здійснити покупку, тобто, навіть найглибша думка, найзмістовніша інформація, яка не пробуджує емоцій людини, залишає її байдужою, перетворитися в переконання не може.

Вивчення сучасних рекламних текстів для мінеральних вод дало можливість з'ясувати, що досить часто в рекламні образи закладаються одвічні людські цінності — життя, щастя, любов, сім'я, здоров'я, що здатні викликати позитивні асоціації рекламного впливу, тим більше українського споживача. Оскільки спроби звертатись до споживачів, спираючись на загальнолюдські та вічні цінності, є достатньо вдалим у психологічному розумінні рекламним ходом: зокрема рекламні ролики мінеральної води можуть застосовувати у своїх кампаніях мотиви щастя та успіху.

**Висновки.** Отже, підсумовуючи всі результати дослідження, можна сформулювати твердження, що реклама мінеральних вод є тісно пов'язаною з психологією. Оскільки ринок мінеральних вод є досить однорідним, то реклама відіграє дуже важливу роль в просуванні товару та має значний вплив на прибуток підприємства. Саме тому важливою складовою ефективної роботи майбутніх фахівців водопідготовки є їхня освіта у НУХТ, під час якої здобувачі набувають здатності отримувати компетентності професійно орієнтованих та гуманітарних дисциплін, зокрема «Психології успішності».

## ДО ПИТАННЯ ВМІСТУ КРЕМНІЮ У ВОДІ ПИТНІЙ

Наталія Стаднічук<sup>1</sup>, Алла Кудрявцева<sup>1</sup>,  
Олег Кроніковський<sup>2</sup>, Олексій Мисюк<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової і хімічної безпеки імені академіка Л. І. Медведя Міністерства охорони здоров'я України»,  
Київ Україна

<sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

**Вступ.** Результати аналізу доступних джерел інформації щодо нормативів вмісту кремнію у воді питній та експериментальне визначення цього показника у воді підземних та поверхневих джерел методом атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою. Порівняння отриманих результатів досліджень з діючими в Україні нормативами.

**Матеріали і методи.** В Україні контроль виробництва та обігу питних вод здійснюється згідно вимог Державних санітарних норм та правил «Вода питна, призначена для споживання людиною. Гігієнічні вимоги та контроль якості» (ДСанПіН 2.2.4-171-10, затверджені Наказом МОЗ №400 від 12.05.2010 р., зареєстровані в Міністерстві юстиції 1 липня 2010 р. за №452/17747 із змінами, внесеними згідно з Наказами Міністерства охорони здоров'я № 505 від 15.08.2011 № 2675 від 24.12.2019 № 341 від 18.02.2022). Документ розроблений з метою гармонізації національних стандартів, нормативно-правових актів у сфері питної води та питного водопостачання до стандартів Європейського союзу. ВДСанПіН 2.2.4-171-10 встановлено вимоги як до води централізованого питного водопостачання (розподільні водопровідні мережі), так і до води нецентралізованого питного водопостачання (пункти розливу, фасована питна вода, установки підготовки питної води). Норматив для кремнію, у вище згаданих Державних санітарних нормах та правилах, становить:  $\leq 10 \text{ мг/дм}^3$  – у воді водопровідній, фасованій, з пунктів розливу та бюветів і не потребує визначення для води питної з колодязів та каптажів джерел. Вміст кремнію в Директиві Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 року про якість води, призначеної для споживання людиною, не нормується. Відсутнє нормування кремнію для води питної у Керівництві з контролю якості питної води (ВООЗ, Женева, 1994, 2004, 2011). Директива (ЕУ) 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради з 16 грудня 2020 щодо якості води, призначеної для споживання людиною, також не передбачає контроль вмісту кремнію. При цьому вказано, що Директива (ЕУ) 2020/2184 не застосовується до природних мінеральних вод, визнаних такими відповідальними органами, як зазначено в Директиві 2009/54/ЄС), яка також не містить вимог до вмісту кремнію в природних мінеральних водах. В Україні обіг мінеральних вод здійснюється згідно з вимогами ДСТУ 878-93 «Води мінеральні фасовані. Технічні умови». Згідно з цим стандартом, мінеральна вода може мати специфічні (біологічно активні) компоненти. Для кремнієвих вод таким

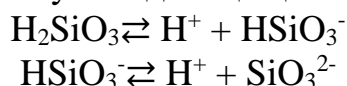
компонентом є метакремнієва кислота ( $\text{H}_2\text{SiO}_3$ ), значення його масової концентрації в такій воді повинно бути не менше 50 мг/дм<sup>3</sup>.

Для проведення досліджень на вміст кремнію у питній воді в Дослідницько-випробувальному токсикологічному центрі (ДВТЦ) ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки імені академіка Л.І.Медведя Міністерства охорони здоров'я України» використовують ДСТУ ISO 11885:2019 (ENISO 11885:2009; ISO 11885:2007, IDT) «Якість води. Визначання вибраних елементів методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивнозв'язаною плазмою (ICP-OES)». Метод увійшов в сферу акредитації Дослідницько-випробувального токсикологічного центру за результатами проведеної у 2022 р. акредитації.

**Результати.** Згідно літературних даних, в організмі дорослої людини міститься близько 18 г кремнію. Кремній необхідний для нормального формування хрящів, кісток та сполучної тканини загалом. Добове надходження кремнію в організм людини становить 3,5 мг. З водою в організм людини щодня надходить 20-30% добового споживання кремнію.

Кремній присутній у природних водах у вигляді мінеральних та органічних сполук. Вилуговування з силікатних порід збагачує природні води кремнієвою кислотою та її солями.

Кремнієва кислота має два ступені дисоціації:



Більшість природних вод містить головним чином  $\text{H}_2\text{SiO}_3$ . І лише при рН = 8 у воді можуть одночасно перебувати  $\text{H}_2\text{SiO}_3$  та іони  $\text{HSiO}_3^-$ .

Присутність сполук кремнію у питній воді не погіршує її органолептичних показників та є безпечними для здоров'я.

В Дослідницько-випробувальному токсикологічному центрі (ДВТЦ) проводились дослідження зразків питної води, в тому числі фасованої, для виробництва якої використовували різну технологію водопідготовки: оброблені питні води, отримані шляхом очищення води з поверхневих або підземних джерел питного водопостачання, та необроблені, отримані безпосередньо з підземних джерел питного водопостачання.

Підземні води більш захищені від зовнішніх факторів, а тому зазвичай характеризуються стабільним хімічним складом. Проте для деяких з цих зразків відмічена наявність кремнію в кількості, що перевищує норматив вмісту цього показника згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10. Результати досліджень цих зразків знаходились в межах 9,7 – 12,3 мг кремнію в дм<sup>3</sup> води, тобто на межі нормативу, або мали незначне перевищення. Результати досліджень питної води з поверхневих джерел водопостачання були в межах норми.

**Висновки.** За результатами досліджень зразків води, для виробництва якої застосовували воду з підземних джерел питного водопостачання, вміст кремнію перевищував або знаходився на межі нормативу, що діє на сьогодні згідно вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10.

Норматив гранично допустимого вмісту кремнію у воді, наведений в ДСанПіН 2.2.4-171–10, не має достатнього експериментального обґрунтування і не повинен поширюватися на сполуки кремнію природного походження, що містяться у воді з підземних джерел питного водопостачання.

## АНАЛІТИЧНИЙ КОНТРОЛЬ ВМІСТУ НІТРАТІВ У ХАРЧОВИХ ПРОДУКТАХ ТА ПИТНІЙ ВОДІ

Алла Коваль<sup>1</sup>, Наталія Стаднічук<sup>1</sup>, Анна Деміч<sup>1</sup>, Олег Кроніковський<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки ім. академіка Л.І.Медведя Міністерства охорони здоров'я України»,  
Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

**Вступ.** Основними джерелами надходження нітратів екзогенно є овочі (70%), вода (20%) та інші продукти харчування. З овочевих культур найбільшу кількість нітратів містять зелені культури, а також коренеплоди, зокрема буряк столовий. Порівняно мало накопичують нітрати томати та картопля. Проміжне положення займають огірки та капуста білокачанна. Ранні овочі містять нітратів більше, ніж овочі відкритого ґрунту. Відносно мало накопичують нітрати фрукти та ягоди.

Накопичення нітратів у рослинах залежить від багатьох факторів. Найбільш значущими є біологічні характеристики самих культур, особливості азотного харчування, в тому числі дози, форми і способи внесення азотних добрив, збалансованість з іншими елементами живлення, терміни останньої азотистої підгодівлі, умови доквілля (вологість ґрунту, інтенсивність освітлення і температура), строки збирання врожаю тощо.

Маса нітратів, що надходить з їжею та водою, може бути досить значною. Їхня велика кількість в організмі людини може відчутно впливати на фізіологічний стан людини: викликати різні функціональні порушення організму – метгемоглобінемію, тканинну гіпоксію.

**Матеріали та методи.** На підставі проведеного інформаційного пошуку за напрямом роботи здійснено узагальнення отриманих даних щодо методів аналізу, в тому числі порівняння з фотометричним методом для визначення нітратів у питній воді, розробленим у Дослідницько-випробувальному токсикологічному центрі ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки імені академіка Л.І.Медведя Міністерства охорони здоров'я України» (м. Київ). Метод ґрунтується на екстрагуванні водою, відновленні нітратів до нітритів на кадмієвій колонці та фотометричному вимірюванні забарвлення азотосполуки червоно-фіолетового кольору, що утворилася при взаємодії з реактивом Грісса.

Експериментально доведено, що розроблена методика для визначення нітратів та нітритів у питній воді не перевищує метрологічні вимоги, характерні для визначених діапазонів вимірювань и має ряд переваг перед чинними нормативними документами, а саме:

- визначення нітрит- та нітрат- іонів з одним кольороутворюючим реагентом і за одним калібрувальним графіком;
- висока чутливість методу;

- відсутні чинники, що заважають проведенню методу;
- не використовуються прекурсори.

Всі методи, згідно з якими проводиться визначення концентрації нітратів та нітритів в рослинній продукції, воді, ґрунтах та кормах, входять в галузь акредитації Центру та акредитовані Національним агенством з акредитації України відповідно до вимог ДСТУ ENISO/IEC 17025:2019 (Атестат про акредитацію за №20375 від 13 жовтня 2021 р.).

Дослідницько-випробувальний токсикологічний центр неодноразово приймав участь у міжлабораторних порівняльних дослідженнях на визначення вмісту нітратів та нітритів у різноманітних матрицях, в тому числі у питній воді. Результати досліджень ( $z < 2$ ) підтвердили ефективність системи контролю якості та високий рівень професійної підготовки персоналу.

**Результати.** Проведені дослідження на вміст нітратів у рослинній, тваринній продукції та питній воді відповідно до нормативних документів, чинних в Україні. Порівняння отриманих результатів здійснюється відповідно до вимог Постанови Ради (ЄС) № 1258/2011 «Максимальний вміст нітратів в овочах» та Державними санітарними правилами і нормами «Максимально допустимі рівні окремих забруднюючих речовин у харчових продуктах», затвердженими Наказом Міністерства охорони здоров'я України 13 травня 2013 року № 368 (у редакції наказу Міністерства охорони здоров'я України від 22 травня 2020 року № 1238) та Державними санітарними нормами та правилами «Вода питна, призначена для споживання людиною. Гігієнічні вимоги та контроль якості» (ДСанПіН 2.2.4-171-10, затверджені Наказом МОЗ №400 від 12.05.2010 р., зареєстровані в Міністерстві юстиції 1 липня 2010 р. за №452/17747 із змінами, внесеними згідно з Наказами Міністерства охорони здоров'я № 505 від 15.08.2011 № 2675 від 24.12.2019 № 341 від 18.02.2022). За результатами досліджень перевищень встановлених нормативів не виявлено.

**Висновки.** Проблема нітратного забруднення набуває все більшої актуальності через постійне збільшення кількості та швидкості кругообігу нітратного азоту у довкіллі, зростає його вплив на природні системи та можливість акумуляції у продуктах рослинництва і відповідно в організмі людей та тварин. Отже здійснення аналітичного контролю харчової продукції та питної води є важливим для одержання об'єктивної інформації про вміст техногенних забруднювачів, якими є нітрати.

**SURFACE CHEMISTRY OF BIOSORBENTS FROM SPENT COFFEE  
SLUDGE AND DIRECTIONS OF THEIR APPLICATION  
IN WATER TREATMENT TECHNOLOGIES**

**Olena Kovalenko, Angelina Kokhanska**

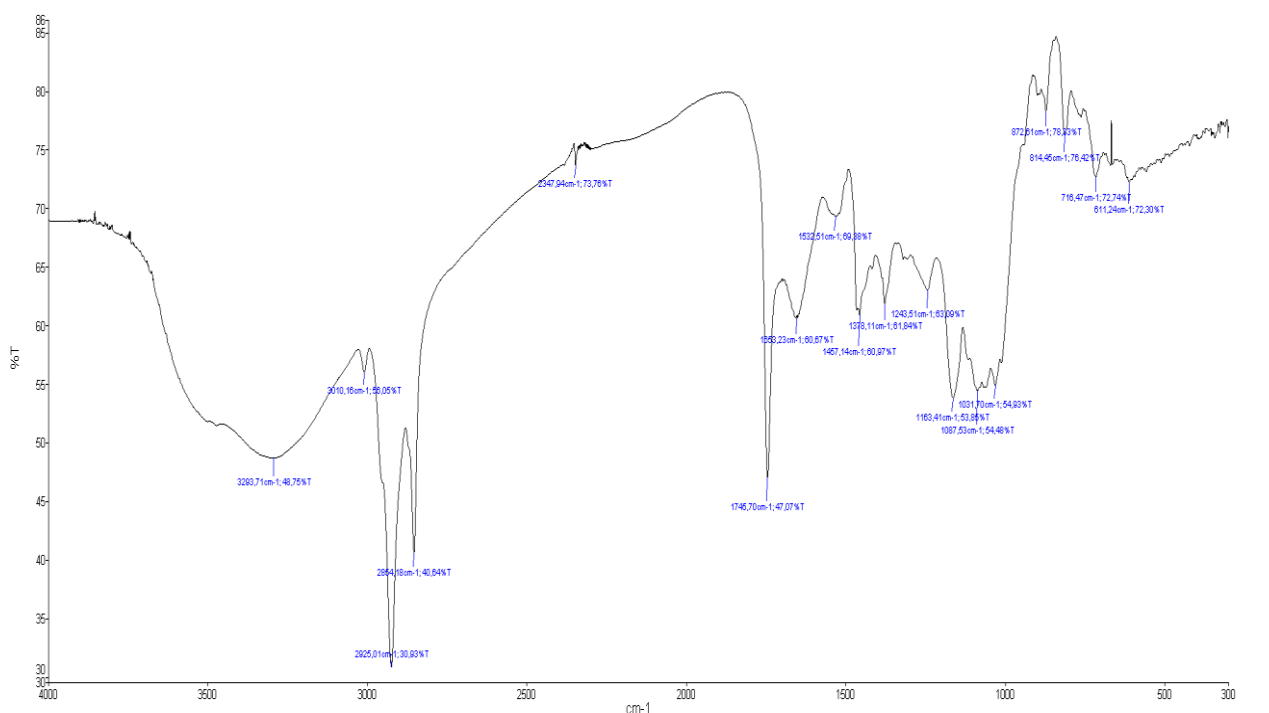
*Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine*

**Introduction.** Biosorbents from plant biomass are promising materials for water treatment technologies. By structure, biosorbents are spatial polymers. The basis of the structure is an ordered framework of arenes with fused benzene rings and connected to each other. Side chains of linearly polymerized carbon of a non-ordered structure and various functional groups are placed on the surface of the ordered framework. The chemical structure and size of the macromolecule of the biobody depend on the chemical composition of the raw material and the method of its processing. The ratio between ordered and unordered Carbon in the biosorbent, as well as the type of surface functional groups determine its physical and chemical properties and mechanical strength. Therefore, it is necessary to study the composition of functional groups for the obtained new biosorbents. This will make it possible to predict the type of impurities that can be removed from water when using new materials.

**Materials and methods.** Materials and methods. To determine the composition of functional groups, experimental studies were conducted using the Spectrum Two infrared spectrometer. Samples of biosorbents were studied, the raw material for which was spent coffee sludge from coffee machines of coffee shops. Biosorbents were obtained from raw materials of different chemical composition and using different modes of raw material processing. In particular, the duration of drying the raw material before its further carbonization without access to oxygen was varied. Carbonization conditions (temperature, process duration) were the same for all samples. The qualitative composition of functional groups of biosorbents obtained only by drying spent coffee sludge, as well as biosorbents obtained by drying and carbonization of sludge, was studied. Biosorbents were specially treated before the IR spectrometer study. A small amount of biosorbent and KBr optical powder material were mixed. The mixture was pressed into a plate and its spectrum was recorded. As a result of the study, IR transmission spectra of biosorbents were obtained. They are graphically presented in coordinates  $T=f(\nu)$ , where  $T$  is the transmission coefficient of the radiation flux, in %, and  $\nu$  is the wave number, in  $\text{cm}^{-1}$ . Deciphering of the obtained IR spectra was carried out using reference tabular data. During the analysis of the spectra, attention was paid to the position of the maxima of the characteristic bands, their intensity, shape, and location relative to other bands.

**Results.** In fig. 1 shows the IR spectrum of one of the samples of biosorbents. As a result of the performed analysis of the IR spectra of experimental samples of biosorbents, valence vibrations were detected: in the O-H bond at  $\nu = 3293.71 \text{ cm}^{-1}$  (hydroxyl phenolic group), in the C-H bond at  $\nu=2925.01 \text{ cm}^{-1}$  (methylene group of alkane); in the C-H bond at  $\nu=2854.01 \text{ cm}^{-1}$  (methoxy group of an aromatic compound); in the C=O bond at  $\nu=1745.70 \text{ cm}^{-1}$  (carbonyl group of a complex ether or

ketone); in the benzene ring at  $\nu = 1457 \text{ cm}^{-1}$  (aromatic compound); in C-Cl and C-Br bonds at  $\nu = 716.47 \text{ cm}^{-1}$  and  $\nu = 611.24 \text{ cm}^{-1}$ , respectively (groups of



**Fig. 1 – IR spectrum of biosorbent from spent coffee sludge**

halogen-derived organic compounds); in the C-H bond at  $\nu = 3010.16 \text{ cm}^{-1}$  (a group of an aromatic condensed heterocyclic compound); in the C-S bond at  $\nu = 1163.41 \text{ cm}^{-1}$  (sulfhydryl group of an unsaturated heterocyclic compound); in the carboxylate anion at  $\nu = 1378 \text{ cm}^{-1}$  and in the C=O bond at  $\nu = 1653.23 \text{ cm}^{-1}$  (carboxylic acid groups); in the bond N=O at  $\nu = 1532.5 \text{ cm}^{-1}$  (group of nitro compounds); in the P-H bond at  $\nu = 2347.94 \text{ cm}^{-1}$  (group of organophosphorus compounds).

It should be noted the decrease in the intensity of the determined bands of the IR spectrum of the biosorbent from the spent coffee sludge, which, in addition to drying, was also carbonized. Accordingly, we can talk about reducing the content of these substances in the biosorbent sample. This can be explained by a longer effect of high temperatures on the raw material from the stage of its collection and obtaining a coffee drink from it to the stage of obtaining biosorbent from the spent coffee sludge. The more intensive processes of thermal decarboxylation, dehydration and oxidation of organic compounds lead to the appearance of new substances that will not enter into ion exchange reactions or complex formation with water impurities during its treatment.

**Conclusions.** The conducted studies showed that both positively and negatively charged functional groups are present on the surface of biosorbents from spent coffee sludge. Therefore, such a biosorbent can adsorb heavy metals and oxyanions due to cation and anion exchange reactions or complex formation. And these processes can be intensified, for example, by adjusting the acidity of the water environment. Biosorbents from dried spent coffee sludge are more suitable for water purification.

**ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ ГУАНІДИНОВИХ ПОЛІМЕРІВ  
У ВОДОПІДГОТОВЦІ В УМОВАХ ВОЄННИХ ДІЙ****<sup>1</sup>Тарас Нижник, <sup>2</sup>Тетяна Стрікаленко, <sup>3</sup>Тетяна Магльована**<sup>1</sup>*НТУУ «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського», Україна*<sup>2</sup>*Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна*<sup>3</sup>*Черкаський інститут пожежної безпеки ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗУ,  
Черкаси, Україна*

Забезпечення питною водою особового складу підрозділів в умовах воєнних дій залишається актуальною задачею, невирішеність котрої ставить під загрозу життя військових та виконання поставлених перед ними задач. Для очищення води невідомої якості у військових частинах використовують табельне оснащення: тканинно-вугільні фільтри ТУФ-200, мобільні фільтрувальні станції, пересувні пристрої для опріснення води, що здатні забезпечити вимоги до якості води в районах надзвичайних ситуацій. Фасована питна вода в таких умовах, безумовно, є оптимальним засобом водозабезпечення, але, як і застосування вищезазначених пристроїв, засобів, далеко не завжди доступним. Метою роботи був аналіз доступних джерел інформації та результатів власних досліджень щодо можливості використання гуанідинових полімерів (зокрема – полігексаметиленгуанідину гідрохлориду /ПГМГ-гх/) як ефективного засобу управління ризиками водопостачання в умовах воєнних дій.

Виконаний маркетинговий аналіз виробництва і використання ПГМГ-гх (гуанідиновий полімер) у країнах світу та результати власних досліджень, виконаних у 1997-2021 рр, щодо застосування реагенту комплексної дії «Акватон» (діюча речовина - ПГМГ-гх з низьким вмістом залишкових мономерів, розробник – НТЦ «Укрводбезпека», м. Київ; використання погоджено МОЗ України) в технологіях оброблення води і водоочисного обладнання в екстремальних умовах свідчать про їх здатність ефективно очищувати оброблювану воду від зважених та навіть розчинених у воді домішок органічної та неорганічної природи, надійно знезаражувати очищену воду від бактерій, грибів і вірусів. Механізм біоцидної дії ПГМГ-гх має поліфакторний і мембранотропний характер: катіонні поліелектроліти викликають флокуляцію дисперсних систем переважно по механізму нейтралізації заряду і в точці нульового заряду колоїдна дисперсія втрачає агрегаційну стійкість, ініціює загибель живих клітин (втрату ними патогенності). Отримано позитивні результати використання дослідженого реагенту для оброблення води з джерел водопостачання та у портативних пристроях для оброблення води в умовах воєнних дій; напрацьовано відповідні керівні документи щодо їх застосування за призначенням. До реагентів, виготовлених на основі ПГМГ-гх (імпортного виробництва), відноситься і погоджений МОЗ України засіб дезінфікуючий «Стерилій АБ» (виробник - ПП «Адекватні технології України», м. Одеса), який має ті ж властивості, притаманні гуанідиновим полімерам, і наразі використовується в регіоні.

**СЕКЦІЯ 3**

**ВОДОБОРОТНІ СИСТЕМИ В**

**ПРОМИСЛОВОСТІ ТА ЕНЕРГЕТИЦІ.**

**ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ**

**СТІЧНИХ ВОД**

## ІНТЕНСИФІКАЦІЯ РОБОТИ СПОРУД БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

**Віктор Ковальчук, Яна Трофимчук, Юлія Лозанюк**

*Національний університет водного господарства та природокористування,  
Рівне, Україна*

**Вступ.** Харчова промисловість є однією з провідних галузей промисловості України, яка динамічно розвивається. У харчовій промисловості України працює близько 22 тисяч компаній на яких зайнято більше 1 млн осіб, а її частка в загальному промисловому виробництві сягає 15-21%.

Виробництво продуктів харчування характеризується високим ступенем використання води і, в результаті, утворенням значних кількостей стічних вод. Вони виникають на різних етапах технологічних процесів, наприклад, під час миття та обробки сировини, миття обладнання тощо. Кількість і вид стічних вод в значній мірі зумовлюються галуззю промисловості, технологією та сезонністю виробництва, а також кількістю споживаної води. Стічні води харчової промисловості характеризуються високими концентраціями БПК, жирів і завислих речовин, мають змінний показник рН.

З огляду на потенційну здатність до біологічного розкладу органічних забруднень і технологічні, економічні та екологічні переваги вирішальну роль у запобіганні забрудненню води водойм стічними водами харчової промисловості відіграють аеробні методи біологічної очистки. Тому дуже важливою є інтенсифікація існуючих та розробка нових ефективних споруд та технологій біологічної та попередньої очистки стічних вод.

Одним з найбільш ефективних методів збільшення окислювальної потужності аеротенків є збільшення маси мулу, який бере участь в процесі очищення. Збільшення маси мулу може досягатися декількома методами. Перший метод здійснюється в аеротенках із рухомим або фіксованим завантаженням для збільшення концентрації біомаси. Другий метод забезпечує розділ мулової суміші на спеціальних фільтруючих перегородках або мембранах. Третій метод передбачає розділення концентрованої мулової суміші за допомогою тонкошарових відстійників, напірної флоатації або застосування аеротенків і вторинних відстійників великої гідравлічної висоти.

В аеротенках з високою концентрацією активного мулу мають використовуватися аератори з високою окислювальною спроможністю - механічні, пневмомеханічні і струминні. Однак, механічні і пневмомеханічні аератори мають суттєві недоліки: недостатній ступінь перемішування усього об'єму зони аерації; обмежений об'єм робочої зони одного аератора; необхідність спеціального обладнання для обслуговування аераторів; низька надійність через можливе пошкодження двигуна або редуктора; можливе забруднення води мастилом для змащування. Основним недоліком струминних аераторів є мала глибина проникання у мулову суміш потоку робочої рідини із захопленими бульбашками повітря. Однак, при раціональній організації потоків

в аеротенках струминні аератори можуть успішно забезпечувати перемішування активного мулу, про що свідчить позитивний досвід з їх тривалого застосування на багатьох очисних спорудах.

Для біологічного видалення азоту і фосфору останнім часом використовуються багатофункціональні споруди, які вміщують анаеробні, аноксидні і аеробні зони, що працюють за відомими технологіями. Однак застосування анаеробних зон в спорудах біологічного очищення стічних вод може призвести до появи неприємних запахів, що неприйнятно в харчовій промисловості.

Для біологічного очищення стічних вод харчової промисловості запропоновано застосування аеротенків великої гідравлічної висоти (8-10 м) з поверхневою струминною аерацією, поєднаних з периферійними вторинними відстійниками. Їх використання забезпечує наступні переваги: 1) в одній споруді здійснюється біологічна очистка стічних вод при підвищених дозах активного мулу і його ефективне відділення від очищених стічних вод; 2) застосування системи струминної аерації забезпечуватиме високу окислювальну здатність і економічність аерації; 3) за рахунок постійного відбирання мулової суміші із нижньої придонної частини і її подачі на поверхневі струминні аератори, забезпечується рециркуляція активного мулу і низхідний рух мулової суміші у зоні аерації; 4) у нижній частині зони аерації внаслідок поступового зниження концентрації розчиненого кисню в біологічних процесах утворюється аноксидна зона, яка забезпечує можливість симультанної нітрифікації-денітрифікації.

**Матеріали і методи.** Дослідження ефективності роботи аеротенків великої гідравлічної висоти проводилось на збудованих за розробленою технологією очисних спорудах м'ясопереробних (рис. 1) і молочних підприємств (рис. 2), заводу з виробництва концентрату яблучного соку, заводу з виробництва кукурудзяного крохмалю і карамельної патоки.



**Рис. 1. Очисні споруди м'ясокомбінату**



**Рис. 2. Очисні споруди міськмолзаводу**

Для попереднього видалення із стічних вод великих відходів застосовували решітки, а піску та інших великих мінеральних домішок – тангенційні піскоуловлювачі. Для попередньої очистки стічних вод

використовували відстійники-флотатори. При потребі перед біологічною очисткою у стічні води додавали солі азоту та фосфору, лужні реагенти.

Біологічну очистку стічних вод підприємств харчової промисловості здійснювали в аеротенках діаметром і гідравлічною вистою відповідно: 10 і 8,5 м – на м'ясокомбінаті «Ритм» у Чернігові; 10 і 8,5 м – для міського молочного заводу в Шостці; 10,0 і 9,0 м – для підприємства з виробництва концентрату яблучного соку «Букофрут»; 15,0 і 8,0 м – для підприємства з виробництва кукурудзяного крохмалю та карамельної патоки.

**Результати.** Під час виконання досліджень були встановлені параметри та ефективність біологічної очистки стічних вод підприємств харчової промисловості в аеротенках великої гідравлічної висоти.

У результаті промислових досліджень аеротенків великої гідравлічної висоти було встановлено, що максимальне навантаження на активний мул за БПК<sub>повн</sub> при якому забезпечується повна біологічна очистка стічних вод становить 260 мг/(г.добу). При навантаженні на активний мул за БПК<sub>повн</sub> менше 500 мг/(г.добу) ефективність біологічної очистки становить 92-99%, а при більших навантаженнях - зменшується до 80-98%.

При збільшенні навантаження на активний мул за БПК<sub>повн</sub> вище від 400 і зменшенні нижче від 150 мг/(г.добу) муловий індекс зростає, не перевищуючи значення 131 см<sup>3</sup>/г, що вказує на його задовільні седиментаційні властивості. Підвищення концентрації активного мулу в аеротенку м'ясокомбінату до 7,1 г/дм<sup>3</sup> забезпечило збільшення окислювальної потужності за БПК<sub>повн</sub> до 6850 г/(м<sup>3</sup>.добу). Розрахунок матеріального балансу сполук азоту в стічних водах м'ясокомбінату підтвердив здійснення симультанної нітрифікації-денітрифікації в аеротенках великої гідравлічної висоти. Було виявлено, що в даному випадку шляхом біологічної нітрифікації-денітрифікації було видалено 22,0-71,0% початкового вмісту амонійного азоту при загальному зменшенні його концентрації на 92,4-98,1%. Зі збільшенням навантаження на активний мул видалення амонійного азоту зростає і досягає 90,8 г/(м<sup>3</sup>.добу). Залишкова концентрація амонійного азоту в біологічно очищених стічних водах становить 1-14,2 мг/дм<sup>3</sup>. Технологія очищення стічних харчової промисловості успішно впроваджена і використовується на більш ніж тридцяти підприємствах галузі в Україні.

**Висновки.** Для біологічної очистки стічних вод підприємств харчової промисловості запропоновані ефективні аеротенки-відстійники підвищеної гідравлічної висоти із поверхневою струминною аерацією. Аеротенки-відстійники працюють при підвищених дозах активного мулу (до 7,1 г/дм<sup>3</sup>), забезпечують високі значення окислювальної потужності (до 6850 г БПК<sub>повн</sub>/(м<sup>3</sup>.добу) і ефективне видалення амонійного азоту шляхом симультанної нітрифікації-денітрифікації (до 90,8 г/(м<sup>3</sup>.добу)).

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Ковальчук В.А. Споруди для очистки стічних вод молокопереробних підприємств / Збірник наукових праць Вісник НУВГП, серія Технічні науки, Випуск 4(96), 2021. С. 38-50.
2. Kowalchuk W. Food processing wastewater biological treatment. Water Supply and Wastewater Removal. Monografie. – Politechnika Lubelska. Lublin, 2022. P. 123-134.

**РОЗРОБКА АДАПТИВНОЇ СИСТЕМИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДОРОСТЕЙ  
ДО УСТАНОВОК ЗАМКНЕНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ**

**Андрій Левчук, Віктор Максін, Олеся Зоріна, Сергій Шевчук,  
Євгеній Мацелюк, Олександр Заславський**

*Національний Університет біоресурсів і природокористування України,  
Київ, Україна*

*ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва  
Національної академії медичних наук України», Київ, Україна  
Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна  
Інститут «Ресурс» Держагенства Резерв, Київ, Україна*

Сучасні умови промислового вирощування риби супроводжуються неконтрольованою дією природних чи техногенних факторів, що впливають на якість води, яка, своєю чергою, впливає на показники якості продукції. Одним із специфічних факторів є негативна дія на показники якості води мікроводоростей та їхніх токсинів. Виникає необхідність створення механізмів з усунення факторів розвитку мікроводоростей та прояву дії їхніх токсинів, за можливості – деструкції самих токсинів. Промислові господарства мають мати систему, яка в превентивному автоматичному режимі зможе усунути негативні фактори проявів у водному середовищі мікроводоростей, водночас така система має бути безпечною для навколишнього середовища і людини. Наведено обґрунтування технологічно-конструктивного рішення складу та опис роботи зразка системи знезараження мікроводоростей з використанням адаптивного підходу до конструкції загалом, а також окремих блоків та вузлів на основі застосування імпульсних електрохімічних методів як головного чинника впливу на стан води. Використання електролізних методів знешкодження мікроводоростей дозволяє одночасно реалізувати механізм зміни токсичного впливу сечі гідробіонтів при її накопиченні на нетоксичний. Це здійснюється через перетворення, окиснення і відновлення її водних розчинів, що забезпечує зміну властивостей розчину на оптимальні для живлення рослин. Використання електролізних методів перетворення є основою нового підходу до інноваційної технології установок замкненого водопостачання (УЗВ) для рибних господарств чи тепличних комплексів, що може в своєму єдиному технологічному циклі виконувати одну, дві чи більше важливих задач. Перша – знезараження небезпечних біоагентів та деструкція і вилучення мікроводоростей. Друга – кероване перетворення сечі гідробіонтів на поживний розчин з необхідною іонною формою для вживання кореневою системою рослин. Третя – синтез та отримання важливих компонентів, таких як кисень та водень. Четверта – збір і подальше використання згущеної фракції мікроводоростей. За головний контролюючий параметр води прийнято світлопроникність – як спрощений, узагальнений показник наявності мікроводоростей у водному середовищі. У системі використано ефективний процес деструктивного впливу на мікроводорості та їхні токсини – імпульсний

струм навантаження електродів зі зміною його параметрів та форми з підготовкою структури води для кращої дії струму за рахунок кавітаційних блоків, що також діють деструктивно на мікрободорості і токсини. В умовах зміни світлопроникності та рН робочого розчину параметри імпульсного струму навантаження також змінюються адаптивним джерелом живлення на найефективніші. Запропоноване рішення може бути покращено за рахунок відомих напрацювань, що використовуються для більш якісного очищення води в адаптивних системах очищення води. Одним з перспективних напрямків є відбір і спрямування мікрободоростей та згущеної фракції виділень гідробіонтів одночасно на адаптивну біогазову систему (АБС) з метою отримання якісних органічних добрив та біогазу. Інший напрямок – можливість створення адаптивних систем контролю параметрів води для гідропоніки та систем аквапоніки. Важливим додатковим чинником нового технологічного підходу є отримання в процесі роботи електролізера з нерозчинним анодом та мембраною кисню, що може інжектуватися в водне середовище з гідробіонтами, та водню для використання його як джерела електроенергії чи теплової енергії.

## CLEANING AND WATER TREATMENT WITH TITANIUM COAGULANT

Andrii Lubeshko

*National University of Food Technology, Kyiv, Ukraine*

**Introduction.** One of the main problems of development and even existence of mankind in the 21st century is the provision of high-quality drinking water. As you know, 97.5% of the water on Earth is the salt water of the oceans and only about 2.5% is fresh water. Of this amount, about 70% of the volume is frozen in polar ice and mountain glaciers. Most of the remaining water exists in the form of clouds, moistens the soil or is deep underground in geological aquifers and thus not available for consumption.

**Materials and methods.** Titanium coagulant is an innovative highly effective chemical agent for drinking water treatment, industrial and domestic wastewater treatment. The exceptional activity of the titanium coagulant refers to the high adsorption capacity of titanium-containing phases in the composition of the product, which has proven significant technical and economic advantages in comparison with coagulants based on aluminum and iron [1].

**Result.** The titanium compounds contained in the coagulant are the active part of the reagent and, when interacting with water, form developed particle adhesion structures with a wide range of adsorption centers and micropores that sorb suspended particles, organic compounds, bacteria, ions of various metals, radionuclides, etc. The aluminum compounds contained in the coagulant, when interacting with water, destabilize colloidal particles and create a finely dispersed suspension, which is attracted to the adsorption centers formed by titanium compounds and due to the high sorption properties of titanium compounds causes the formation of larger and heavier flakes, which subsequently precipitate. Features For the selective precipitation of certain classes of water-polluting compounds and better sorption, there is a technological possibility to obtain the required modification of the titanium coagulant by changing the composition of the composition and the conditions for the synthesis of the reagent.

**Conclusion.** Titanium coagulant works over a wide pH range. It is possible to refuse preliminary chlorination. Solid organic substances, other organic compounds are effectively removed. The possibility of formation of harmful organochlorine compounds in purified water is reduced to a minimum. Metal ions, including heavy ones, are effectively removed due to active adsorption. Titanium coagulant is effective at low water temperatures.

### References

1. Kovalenko O., Novoseltseva V., Vasylyv O., Liapina O., Beregova O. The kinetics of the processes of extracting the Cu(II) and Fe(III) ions from aqueous solutions by the biosorbents based on pea processing waste. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2020. Vol. 5, N 10 (107). P. 14 – 25.
2. Довідник сучасних технологій з очищення природної і стічної води та обладнання / [І. В. Панасюк та ін.; під заг. ред. І. В. Панасюка]; Київ: нац. ун-т технологій та дизайну. Київ: Медінформ, 2016. 245с.

## ПРАКТИЧНІ ПЕРЕВАГИ ВПРОВАДЖЕННЯ МЕТОДУ РЕГУЛЮВАННЯ ПОКАЗНИКА «рН РІВНЯ ВОДИ» НА МЕТАЛУРГІЙНОМУ ВИРОБНИЦТВІ

Альона Ялова, Наталія Бондар

*Криворізький національний університет, Кривий Ріг, Україна*

**Вступ.** Промислові підприємства енергетики та металургії схильні до суворого контролю захисту навколишнього середовища, витрати води, за кількістю та якістю скиданих стічних вод. У енергетичних та металургійних процесах (наприклад, при виплавці чавунна в доменній печі) використовуються рідини, до рівня рН яких висуваються жорсткі вимоги. При коливаннях рівня кислотності порушується якість протікання металургійного процесу, тому проблема автоматичного регулювання рівня рН є нагальною та актуальною.

**Матеріали і методи.** У роботі були використані експериментальні та теоретичні методи досліджень. Експериментальні дані зібрані у ході досліджень, проведених шляхом фізико-хімічних аналізів води в лабораторних умовах, методи аналізу практичних даних реальної уставки, методики використання стабілізаційних реагентів оборотних систем охолодження.

**Результати.** Метод регулювання показника «рН води» для теплоенергетичного обладнання за допомогою реагентної установки на підприємстві ПАО «Арселор Міттал Кривий Ріг» впроваджений в енергетичному департаменті у структурному підрозділі, який має назву «Цех водопостачання» (ЦВП) у 2017 р. Умовно "брудний" оборотний цикл газоочистки №5 доменної печі №9 (ГО-5 ДП-9) являє собою замкнутий цикл водопостачання, що містить очисні споруди (радіальні відстійники – 3 шт), дві вентиляторні градирні, що працюють в режимі бризкальних басейнів. Загальний обсяг води в умовно "брудного" оборотного циклу ГО-5 ДП-9 становить 14000м<sup>3</sup>.

Подача води на ГО-5 ДП-9 здійснюється насосами другої групи насосної станції ЦВП за двома водоводами, робочий тиск циркуляційної води в напірному трубопроводі становить 7,5 - 8,5кгс/см<sup>2</sup>, витрата води становить 3500 – 3800 м<sup>3</sup>/год. Освітлена вода з радіальних відстійників надходить в водорозподільний коридор гарячої води, охолоджена вода з вентиляційних градирень надходить в водорозподільний коридор охолодженої води умовно "брудного" циклу. Витрата підживлювальної води становить 100-150 м<sup>3</sup>/год. Температура циркуляційної води становить від +50 до +15 градусів Цельсія (літо / зима). На якісні показники води впливає ефективність роботи пиловловлювача ДП-9, ефективність роботи елементів ГО-5, сировина і технологічне навантаження ДП-9. [1].

У вересні 2017 році ПАО «АрселорМіттал Кривий Ріг» придбали реагентну установку та заключили договір на сервісне обслуговування з компанією «Nalko». Виробник установки – Нідерланди. Реагентна установка розміщена на майданчику між будівлею насосної станції і радіальних

відстійників дільниці комплексу ДП-9 ЦВП і має наступні хімічні реагенти: NaOH – прийнято до використання відсоток від 40% до 46%; Коагулянт – прийнято до використання Nalco 8103; Полімер – прийнято до використання Nalco71406; Інгібітор – прийнято до використання Nalco7385; Біоцид – прийнято до використання Nalco7330 [2].

З рис. 1. видно, що в 2020 році показник рН води знаходиться в діапазоні від 7,4 до 8,1, а на початку досліджень у 2015 році діапазон становив від 2,15 до 6,36 при нормі  $\leq 8,5$ . З фактичних даних рівня рН води радіального відстійника ЦВП за 2015 та 2020 рік впливає порівняльна діаграма стану показника «рН води» яка має своє зображення на рис. 2. [3].

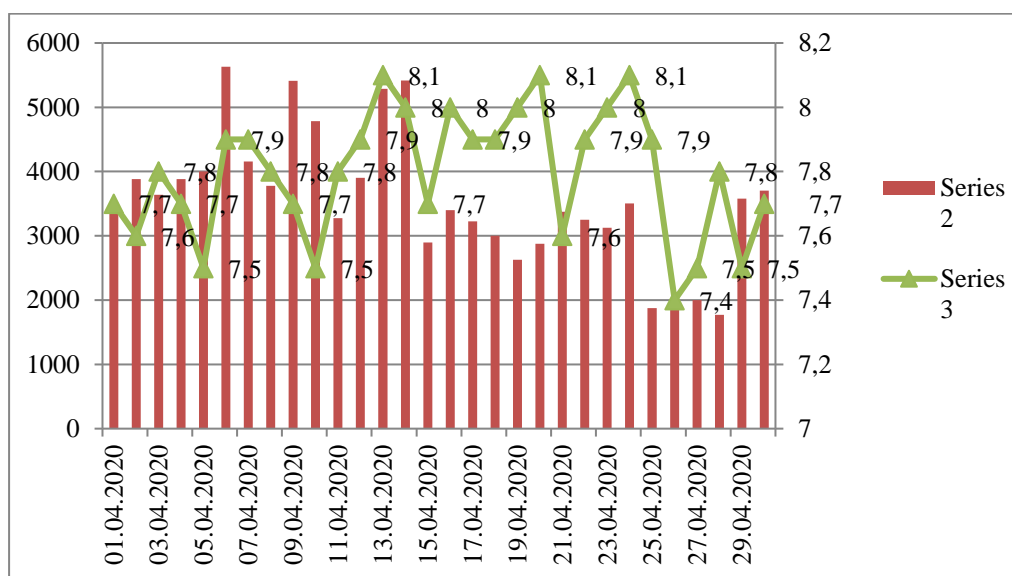


Рис. 1. Добові показники рН рівня води у квітні 2020 року після впровадження методу регулювання показника «рН води» за допомогою системи автоматичного регулювання рН води

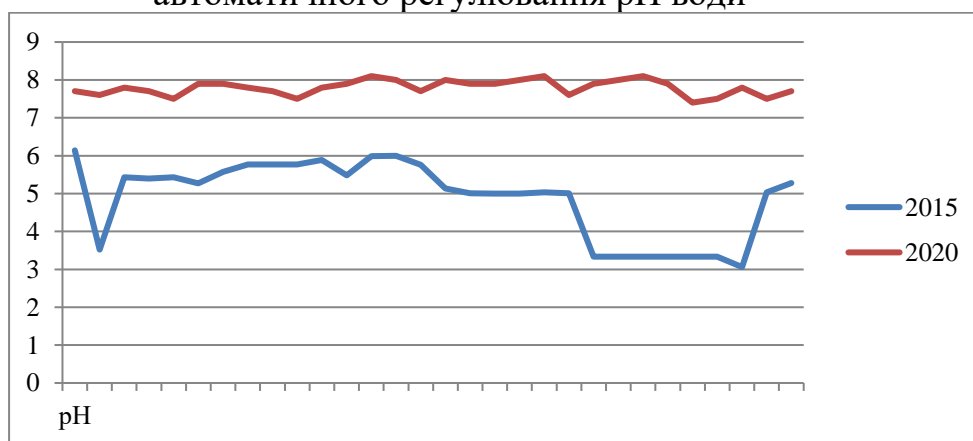


Рис. 2. Порівняння стану показника «рН води» у 2015 р. з 2020 р.

**Висновки.** Реагентна обробка води за допомогою автоматизованої системи регулювання рН рівня води є сучасним і надійним шляхом до збереження у працездатному стані теплоенергетичного обладнання

підприємства. Реагентна установки та її сервісне обслуговування не є таким витратним у порівнянні з ремонтом обладнання на яке впливають зміни властивостей води теплоенергетичного, а метод є надійним, прогнозованим, аналітичним (електронні звіти з установки). Для використання методу регулювання показника «рН води» для теплоенергетичного обладнання за допомогою реагентної установки підприємство має мати потужний потенціал і прямувати на зустріч новітнім технологіям

### **Перелік джерел інформації**

1. ПАО «АМКР», Техническое задание «Комплекс работ «под ключ» по объекту: «ПАО «АрселорМиттал Кривой Рог». ЦВС. Газоочистка ДП-9. Система автоматического регулирования уровня рН в воде «грязного» цикла, подающаяся на газоочистку ГО-5 ДП-9», 2017.
2. Проект организации работ ООО «ЛВТ Инжиниринг», 2020.
3. Nalco Water An Ecolab Company, Режимная карта реагентной обработки оборотного водоснабжения газоочистки №5 ДП-9, 2017.

## РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ОБОРОТНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВОД ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИСУТНОСТІ СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ

Олександр Хохотва

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, Україна*

**Вступ.** Захист водного басейну від забруднення промисловими стічними водами найповніше реалізується при впровадженні оборотних циклів водопостачання. Однак організація оборотного водопостачання з використанням стічних вод на підприємстві можлива тільки за умови їх глибокого очищення від токсичних інгредієнтів. Оборотні води підприємств теплоенергетики містять іони міді, які потрапляють у воду внаслідок корозії теплообмінних поверхонь. Проблема у вилученні малих кількостей іонів важких металів з води полягає у тому, що такі води є багатоконпонентними за катіонним складом і містять солі лужних і лужноземельних металів, в першу чергу кальцію, у концентраціях, які у десятки, а то і сотні разів перевищують концентрацію важких металів. Саме тому – є малоефективними. За використання традиційних методів вилучення катіонів – іонний обмін і зворотній осмос – з води видалятимуться не тільки іони важких металів, але також у значно більшій мірі, солі кальцію, магнію, натрію, що тягне за собою значні витрати на обслуговування і забезпечення стабільної роботи такого обладнання.

Метою роботи було синтезувати композиційний сорбент для селективного вилучення іонів важких металів з води у присутності солей жорсткості, а також розробити принципову технологічну схему на основі цього сорбенту видалення важких металів у системах оборотного водопостачання.

**Матеріали і методи.** Композиційний сорбент на основі катіоніту КУ-2-8 з осажденою активною фазою магнетиту отримували за методикою, описаною в [1]. Отриманий композиційний сорбент позначено КУ2-8-М.

Дослідження впливу солей кальцію на вилучення  $\text{Cu}^{2+}$  композиційним сорбентом проводили у присутності іонів  $\text{Ca}^{2+}$  в діапазоні 25-2000 мг/дм<sup>3</sup>. Сорбент витримували в розчині при постійному перемішуванні, після чого відбирали проби для визначення рівноважних концентрацій  $\text{Cu}^{2+}$  і  $\text{Ca}^{2+}$ .

**Результати.** За розрахованими коефіцієнтами розподілу  $\text{Cu}^{2+}$  і  $\text{Ca}^{2+}$  у системі розчин-композиційний сорбент (табл. 1) було встановлено, що при додаванні до розчинів, що містять  $\text{Cu}^{2+}$ , різних концентрацій  $\text{Ca}^{2+}$ , ефективність вилучення міді не знижується, про що свідчить незначне коливання її рівноважної концентрації у всьому діапазоні вмісту іонів кальцію.

При концентрації  $\text{Cu}^{2+}$  до 20 мг/дм<sup>3</sup> у присутності 50 мг/дм<sup>3</sup>  $\text{Ca}^{2+}$  спостеріглося повне вилучення міді. Слід також відмітити, що використання КУ-2-8-М не змінювало рН очищуваних розчинів, що важливо для очисних споруд у системах оборотного водокористування на підприємствах [2].

Таблиця 1. Коефіцієнти розподілу (Kd) та коефіцієнти розділення  $\text{Cu}^{2+}$  і  $\text{Ca}^{2+}$  ( $C(\text{Cu}^{2+}_{\text{поч.}}) = 250 \text{ мг/дм}^3$ ) при сорбції на КУ-2-8-М

$C_{\text{Ca}^{2+}_{\text{поч.}}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	$C_{\text{Cu}^{2+}_{\text{кін.}}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	$C_{\text{Ca}^{2+}_{\text{кін.}}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	$Kd_{\text{Cu}^{2+}}$	$Kd_{\text{Ca}^{2+}}$	K розд
0	20	0	1150	–	–
25	16	0	1463	–	–
50	20	3	1150	2400	0,5
100	22	5	1036	1900	0,5
200	18	22	1289	809,1	1,6
500	20	315	1150	58,7	19,6
1000	20	861	1150	16,1	71,2
2000	20	1784	1150	12,1	95,0

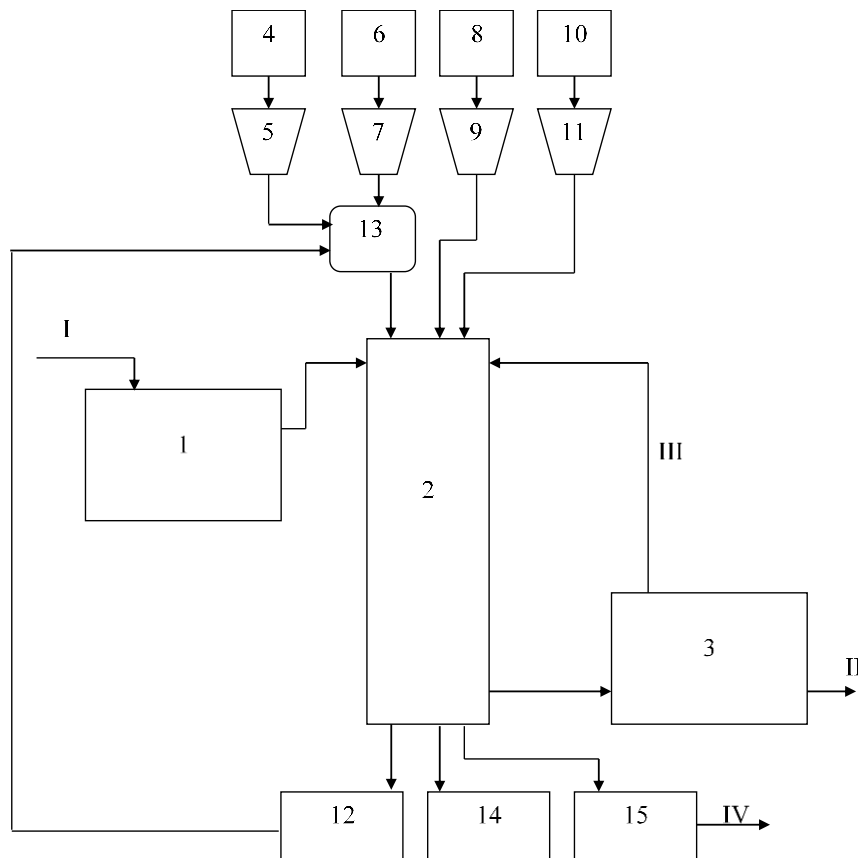
На основі результатів досліджень була розроблена принципова технологічна схема селективного вилучення іонів важких металів ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) з оборотних промислових вод з метою отримання технологічної води достатньої якості (рис. 1).

На очистку подається вода з вмістом важких металів до  $10 \text{ мг/дм}^3$ . З резервуару-накопичувача (1) для усереднення складу і вирівнювання потоку вода подається у колону з фільтруючим завантаженням з композиційного сорбенту КУ-2-8-М. Вода очищується до вмісту важких металів  $<0,01 \text{ мг/дм}^3$ , твердість і рН води не змінюються. Очищена вода стікає у бак (3), звідки подається у систему оборотного промислового водоспоживання.

Композиційний сорбент можна синтезувати безпосередньо у колоні. Для цього розчини заліза (II) і (III) з витратних баків відповідно (5) і (7) змішуються у резервуарі (13) у співвідношенні 1:2 і подаються у верхню частину колони з катіонітом КУ-2-8 (2). Завантаження промивають від несорбованих солей заліза, і потім у колону з витратного баку (9) подається 20%-й NaOH для синтезу магнетиту у порах катіоніту. Синтезований композиційний сорбент промивають водою з баку очищеної води (3).

Суміш солей заліза, не затримана катіонітом, збирається в резервуар (12) і повертається у бак (13) для корекції складу і повторного використання.

Для регенерації насиченого композиційного сорбенту КУ-2-8-М використовувати кислоту не бажано, оскільки зруйнується шар магнетиту у сорбенті. Регенерацію можна проводити  $0,1\text{-}0,5 \text{ М } (\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ , при цьому сорбовані важкі метали елююються у вигляді оксалатних комплексів у резервуар (15). Послідовно використовуючи розчин оксалату амонію різної концентрації, можна селективно елюювати різні важкі метали. Так, мідь десорбується  $0,1 \text{ М}$  розчином оксалату амонію, а цинк –  $0,5 \text{ М}$ . Насичений регенераційний оксалатний розчин надходить на переробку для вилучення металів у вигляді порошку металу або оксиду металу.



**Рисунок 1. Принципова технологічна схема доочистки оборотних вод від іонів важких металів з метою отримання технічної води**

1 – бак-накопичувач води; 2 – фільтр з завантаженням КУ-2-8-М; 3 – бак очищеної води; 4, 5 – розчинний і витратний бак  $\text{FeSO}_4$ ; 6, 7 – розчинний і витратний бак  $\text{FeCl}_3$ ; 8, 9 – розчинний і витратний бак  $\text{NaOH}$ ; 10, 11 – розчинний і витратний бак  $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ ; 12 – бак з розчином солей заліза; 13 – бак-змішувач солей заліза; 14 – бак промивних вод; 15 – резервуар з відпрацьованим регенераційним оксалатним розчином. I – подача води на очистку; II – подача води до споживача; III – вода на промивку; IV – регенераційний розчин на переробку.

**Висновки.** Отримано композиційний сорбент на основі катіоніту та магнетиту як активної фази, який нечутливий до присутності солей жорсткості при вилученні іонів важких металів з водних розчинів. На основі синтезованого сорбенту розроблено принципову технологічну схему вилучення іонів важких металів, яка може бути використана для доочистки технологічної води системи оборотного промислового водопостачання, перш за все в системах охолодження.

#### **Перелік джерел інформації**

1. Аветисян Ю. И. Синтез композиционного сорбента для удаления ионов тяжелых металлов из сточных вод / Ю. И. Аветисян, А. П. Хохотва // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2015. – т. 4. – № 10(76). – С. 4-8.
2. Хохотва О. П. Використання модифікованих і композиційних феритних сорбентів для селективного вилучення  $\text{Cu}^{2+}$  / О. П. Хохотва, Л. І. Бутченко, М. Д. Гомеля // Технічні науки та технології. – 2018. – № 1 (11). – С. 264-272.

## ПОРІВНЯННЯ УСТАНОВОК ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ ХОЛОДОПОСТАЧАННЯ

Олексій Пилипенко, Ірина Бабич, Роман Грищенко

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Сучасні системи холодопостачання як виробничих підприємств так і систем кондиціонування повітря широко використовують воду як холодо- або теплоносії. Проте виробники сучасного обладнання для систем холодозабезпечення висувають досить жорсткі вимоги до якості та хімічного складу такої води. Тому, на будь-якому сучасному об'єкті по виробленню штучного холоду проектується та встановлюються різноманітні установки з пом'якшення води, що в свою чергу вимагає вирішити нетривіальну проблему з утилізації стічних вод з цих установок.

**Матеріали і методи.** Виконано аналітичний огляд нормативної документації та вимог до води провідних виробників обладнання для холодильної техніки. Прораховано кількість та проаналізовані способи утилізації стічних вод з систем хімічного пом'якшення води та систем зворотного осмосу. Встановлені супутні витрати роботи систем пом'якшення.

**Результати.** При проектуванні нових систем холодозабезпечення офісних та торгівельно-розважальних комплексів у місті Київ, виникають труднощі з використанням сучасних комплектуючих та обладнання пов'язані з вимогами виробників до хімічного складу циркулюючої в них води. У нормативній документації виробника зазначається, що якість води повинна дорівнювати якості питної. Проте надалі виробником наводяться конкретні хімічні показники води. Порівнюючи показники київської водопровідної води, яка задовольняє вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10, та показники регламентовані виробниками (наприклад фірма Trane) табл. 1 приходимо до висновку, що таку воду використовувати в системах не бажано, оскільки є перевищення по деяким показникам.

Використання не пом'якшеної питної води у м. Київ в системах холодозабезпечення підприємств призведе до осідання солей жорсткості на поверхнях трубопроводів та теплообмінних апаратів, забиває форсунки розпилення води у градирнях та у теплообмінниках з адіабатним охолодженням.

Найдешевший та найрозповсюдженіший спосіб пом'якшення води для технічних потреб систем холодозабезпечення це використання іонообмінної смоли у системах хімводоочистки (ХВО). Такий спосіб дійсно зменшує загальну жорсткість води, але ряд показників залишається незмінним або зростає табл.1.

Для регенерації іонообмінної смоли використовується NaCl, розчин якого після промивки смоли зливається до стічної системи підприємства. Таким чином, до каналізації поступає вода з вмістом хлоридів 10-13 г/л, що є суттєвим

перевищенням нормативного значення. Скидання хлоридних стоків є забороненим та може призвести до значних штрафів для підприємства. Окрім того, при промиванні станції пом'якшення води миттєва витрата складає у 3 рази більшу за робочу. Наприклад, станція ХВО продуктивністю 2 м<sup>3</sup>/год у процесі регенерації буде споживати: 2 м<sup>3</sup>/год для потреб виробництва, 3 м<sup>3</sup>/год на промивку пісочного фільтру та 1,2 м<sup>3</sup>/год на промивку 1 колони пом'якшення. Також продукується біля 800 л хлоридних стоків з концентрацією 10-13 г/л.

Таблиця 1 – Хімічний склад води

Показник	Од. вим.	Водопровідна вода м. Київ	Вимоги до води від Trane	Показники пом'якшеної води
рН	ед.	<b>6,76</b>	7,5-9,0	<b>6,76</b>
Жорсткість загальна	мг-екв/л	<b>4,9</b>	1,4-3,0	<2,0
Залізо	мг/л	<b>0,24-0,27</b>	<0,2	<0,2
Марганець	мг/л	0,05	<0,1	<0,05
Сухий залишок	мг/л	324,0	-	<350,0
Кисень	мг/л	2,85	<5,0	<2,85
Прозорість	мг/л	0,55	-	<0,55
Лужність	мг-екв/л	2,0	-	2,0
Хлориди	мг/л	24,0	<300,0	24,0
Сульфати	мг/л	<b>68,0</b>	<70,0	<b>68,0</b>
Нітрати	мг/л	0,82	<100,0	0,82
Аміак	мг/л	0,27	<2,0	<0,27
Хлор	мг/л	<0,3	<1,0	<0,3
Алюміній	мг/л	0,04	<0,2	0,04
Кремній	мг/л	<b>1,69</b>	<0,1	<b>1,69</b>
СО <sub>2</sub>	мг/л	данні відсутні	<5,0	-
Електропровідність	мкОм/см	540,0	200-600,0	<b>580-620</b>
Н <sub>2</sub> S	мг/л	данні відсутні	<0,05	-

Компактних нейтралізаторів хлоридних стоки на даний час ринок України не пропонує, тому необхідно або накопичувати ці стоки з подальшим вивезенням та утилізацією сертифікованою організацією, або випарювання води до сухого залишку з подальшою утилізацією сертифікованою організацією, або розбавлення до допустимого значення. Розбавлення стоків вимагає передбачати ємність великого об'єму та додаткове використання свіжої води, що призводить до збільшення капітальних та експлуатаційних витрат.

Система зворотного осмосу зменшує загальну мінералізацію води, показники кремнію та сульфату. Така система має супутні стоки які дорівнюють 100 % від продуктивності установки, концентрація солей у стоках майже у 3 рази більша ніж у вихідній воді, а рівень хлоридів дорівнює 80-100 мг/л, що не перевищує нормативні значення для промислових стоків.

**Висновки.** Хоча системи пом'якшення води методом зворотного осмосу більш вартісні ніж хімічного пом'якшення, але вони позбавлені проблем утилізації супутніх стічних вод та потребують для своєї роботи значно меншу кількість води.

Видається доцільним розробити компактні нейтралізатори хлоридів у стічних водах систем хімічного пом'якшення води, що забезпечить більш широке використання таких систем у холодильних установках.

## ПОВНА ДЕСТРУКЦІЯ САЛІЦИЛОВОЇ КИСЛОТИ У ВОДІ В ГОМОГЕННІЙ ФОТОКАТАЛІТИЧНІЙ СИСТЕМІ

Юлія Швадчина, Ірина Столярова, Віра Вакуленко,  
Владислав Гончарук

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН  
України, Київ, Україна*

**Вступ.** В останні десятиліття фармацевтичні препарати, їх метаболіти та компоненти особистих засобів гігієни склали новий, різноманітний за хімічною структурою, клас органічних домішок, які становлять потенціальну небезпеку для біоти та здоров'я людей, хоча їх вміст у водному середовищі на даний час жорстко не регулюється [1, 2]. У зв'язку з низькою ефективністю видалення вказаних екоотоксикантів за допомогою традиційних методів очищення природних і стічних вод, інтенсивно досліджується застосування вдосконалених окиснювальних процесів (Advanced oxidation processes (AOPs)) для їх деструкції у водному середовищі [3]. Гомогенна фотокаталітична система на основі реагенту Фентона ( $\text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+})/\text{H}_2\text{O}_2$ ) в кислому середовищі при одночасній дії УФ-випромінювання (фото-Фентон процес) є одним з найчастіше використовуваних АОР для деструкції широкого кола органічних домішок води [4].

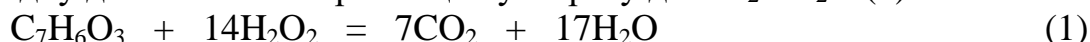
Найбільш важливими параметрами, які визначають ефективність деструкції фармацевтичних сполук в процесі фото-Фентона, є: значення рН; концентрації  $\text{H}_2\text{O}_2$ , іонів  $\text{Fe}^{2+}$  ( $\text{Fe}^{3+}$ ) і органічних сполук та їх співвідношення ( $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{субстрат}]$ ,  $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{3+}]$ ); діапазон і інтенсивність УФ-випромінювання. Орієнтиром при виборі раціональних доз окисника є стехіометрична концентрація пероксиду водню, необхідна для повного розкладу досліджуваних сполук до неорганічних продуктів (тобто, їх мінералізації) чи мінімальний його надлишок, щоб виключити утворення хімічно токсичних або біологічно активних проміжних продуктів [4]. Крім того, важливо вибрати раціональну концентрацію іонів  $\text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+})$ , яка забезпечить протікання реакції за прийнятний час з утворенням мінімальних відходів (шламу гідроксиду заліза).

Метою даної роботи було визначення раціональних доз реагентів для досягнення максимального ступеня мінералізації саліцилової кислоти (СК) у воді в гомогенній фотокаталітичній системі ( $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ ) при УФ-С-опроміненні ( $\lambda = 254$  нм) та оцінка переваг даного методу порівняно з рядом інших ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ ,  $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{Fe}^{3+}/\text{УФ}$ ).

Саліцилова (2-гідроксибензойна) кислота ( $\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3$ ) широко використовується в складі багатьох косметичних, дерматологічних препаратів і харчових продуктів. Вона також є прекурсором та основним метаболітом аспірину і проміжним продуктом окиснення ароматичних сполук. СК знаходять в концентрації до  $50$  мкг/дм<sup>3</sup> в багатьох країнах в неочищених і очищених побутових стічних водах та річковій воді.

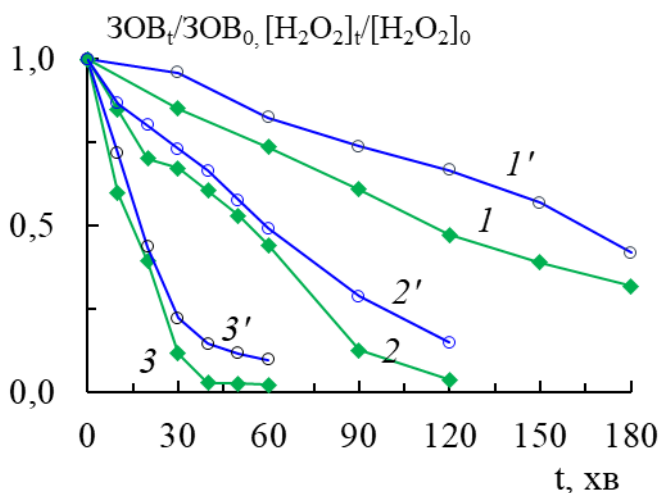
**Матеріали і методи.** В дослідженні використовували розчини хімічно чистого фармацевтичного препарату СК (Китай) в дистильованій воді ( $C_0 = 0,2$  мМ ( $27,6$  мг/дм<sup>3</sup>),  $ЗОВ_0 = 18,4 \pm 0,3$  мг/дм<sup>3</sup>,  $pH_0 = 3,8 \pm 0,1$ ).

Окиснення розчинів СК різними методами проводили в термостатованому скляному реакторі ( $V = 0,5$  дм<sup>3</sup>) з зануреною ртутно-кварцовою лампою ДРБ-8 ( $\lambda = 254$  нм) у кварцовому кожусі при перемішуванні магнітною мішалкою. Кінетику фотокаталітичного окиснення СК у водному розчині пероксидом водню було досліджено у присутності  $0,02$ – $0,1$  мМ іонів  $Fe^{3+}$  при  $T = 20 \pm 1$  °С протягом 1–3 год. Концентрація окисника, враховуючи дані попередніх досліджень та аналіз опублікованих даних [4], становила  $4,5 \pm 0,1$  мМ, тобто була у  $\sim 1,6$  рази вищою за стехіометричну дозу  $H_2O_2$ , необхідну для повної мінералізації субстрату до  $CO_2$  і  $H_2O$  (1).



Ступінь деструкції СК контролювали за зміною концентрації початкової сполуки та первинних ароматичних інтермедіатів ( $A_{231}$  і  $A_{295}$ ) (первинна деструкція) та концентрації загального органічного вуглецю (ЗОВ) (ступінь мінералізації).

**Результати.** У присутності іонів  $Fe^{3+}$  процес мінералізації СК суттєво прискорювався, порівняно з фотохімічним ( $H_2O_2/УФ$ ) окисненням, за рахунок інтенсивнішого розкладу  $H_2O_2$  (рис. 1).

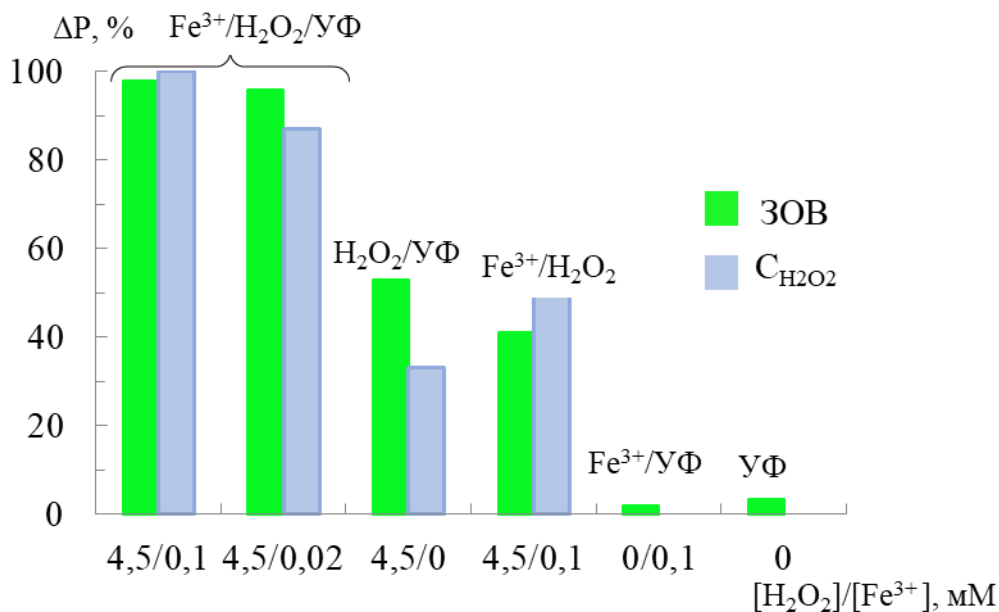


**Рис. 1.** Кінетика фотохімічної та фотокаталітичної мінералізації СК (1–3) і розкладу  $H_2O_2$  (1'–3').  $[Fe^{3+}] = 0,0$  (1, 1'),  $0,02$  (2, 2') і  $0,1$  мМ (3, 3').

При  $[Fe^{3+}] = 0,1$  мМ ступінь мінералізації СК перевищував 85 % за 0,5 год та досягав 98 % за 1 год при  $>90$  % розкладі окисника. У присутності  $0,02$  мМ  $[Fe^{3+}]$  швидкості розкладу  $H_2O_2$  та фотокаталітичної деструкції СК знижувались, однак аналогічні високі ступені її первинної деструкції і мінералізації (відповідно 97–99 і 96 %) досягалися за 2 год при ступені розкладу  $H_2O_2$  87 %.

Порівняння ступеня мінералізації СК вивченими способами підкреслює значні переваги гомогенної фотокаталітичної системи  $Fe^{3+}/H_2O_2/УФ$  ( $\lambda=254$  нм) над іншими методами ( $H_2O_2/УФ$ ,  $Fe^{3+}/H_2O_2$ ,  $Fe^{3+}/УФ$ ,  $УФ$ ) (рис. 2).

Так,  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ -обробка розчинів СК при вказаній концентрації  $\text{H}_2\text{O}_2$  забезпечувала високий ступінь первинної її деструкції за 2 год (90–99 %), але ступінь мінералізації СК був невисоким (53 %) через значно повільніший розклад  $\text{H}_2\text{O}_2$  (33 %). Через надзвичайно повільне відновлення іонів  $\text{Fe}^{3+}$  до  $\text{Fe}^{2+}$  пероксидом водню за відсутності УФ-опромінення ступінь каталітичної ( $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ) мінералізації СК становив 41% за 2 год при ступені розкладу окисника 56 %.



**Рис. 2. Порівняння ступеня мінералізації саліцилової кислоти різними способами за 2 год.**

УФ-опромінення ( $\lambda = 254$  нм), без та у присутності іонів  $\text{Fe}^{3+}$ , спричиняло лише помітну первинну трансформацію СК за спектрофотометричними показниками (зниження  $A_{231}$  та  $A_{295}$  на відповідно 3–9 та 20–30 % за 2–3 год), однак без суттєвих ознак мінералізації (1–3 % за 2–3 год).

**Висновки.** Отже, гомогенний процес фото-Фентона є швидким та високоефективним методом фотокаталітичної деструкції саліцилової кислоти у водному середовищі, здатним забезпечити практично повну її мінералізацію (96–98 %) за прийнятний час (1–2 год) при невисоких концентрації іонів  $\text{Fe}^{3+}$  та надлишку окисника. Таким чином, на прикладі саліцилової кислоти показано можливість глибокої фотокаталітичної деструкції (мінералізації) фармацевтичних сполук у водному середовищі.

#### **Перелік джерел інформації:**

1. Ebele A.J., Abou-Elwafa Abdallah M., Harrad S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*. 2017. V. 3. N 1. P. 1–16.
2. Latif M., Jamil N., Zaheer M., Hussain N., Naeem M., Ahsan N. Occurrence, fate and adverse effects of residual levels of preservatives and active whitening agents from wastewater of personal care products industries. *J. Water Chemistry and Technology*. 2020. V. 42, N 6. P. 465–471.
3. Kanakaraju D., Glass B.D., Oelgemöller M. Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. *J. Environ. Manag.* 2018. V. 219. P. 89–207.
4. Mirzaei A., Chen Z., Haghighat F., Yerushalmi L. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogenous Fenton-type processes. A review. *Chemosphere*. 2017. V. 174. P. 665–688.

# ELECTROMEMBRANE RECOVERY OF DYES FROM WASTEWATER

Larysa Lysenko, Nataliya Mishchuk

*A.V.Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Chemistry of Water,  
National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

Both the production of dyes and their use in the printing and dyeing industry is associated with the formation of large volumes of wastewater, the purification of which with the possibility of return to production is one of the important tasks of water treatment. At present, the main methods of water purification from dyes are related to sorption on clay minerals, precipitation on ion-exchange materials, decomposition of dyes using ozone, hydrogen peroxide and catalysts, as well as their electrochemical oxidation. However, the best way to prevent wastewater discharging into the environment is the concentration of dyes, as a result of which both decontaminated water and dye can be returned to the production cycle.

Continuous separation of the initial diluted dye solution into dye concentrate and purified water can be implemented in the experimental setup similar to an electrodializer, consisting of a separation channel with two ion-exchange membranes and electrode chambers (Fig. 1).

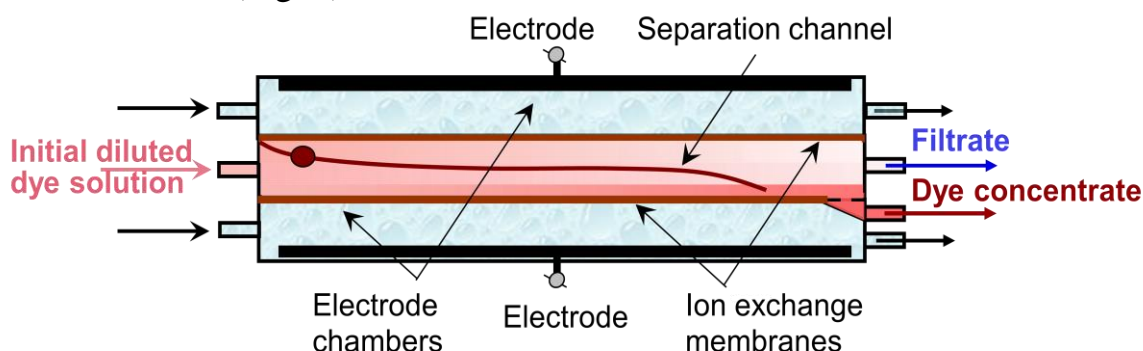


Fig. 1. The principle scheme of experimental setup for electrical filtration of diluted dye solution

The dye ions move in the intermembrane space under impact of the hydrodynamic flow of the liquid forming a parabolic profile  $J_h$  and the electric field create a component of velocity  $J_e$  in perpendicular direction to the membranes (Fig. 2a). The chosen direction of the field allows to concentrate dye near a lower membrane.

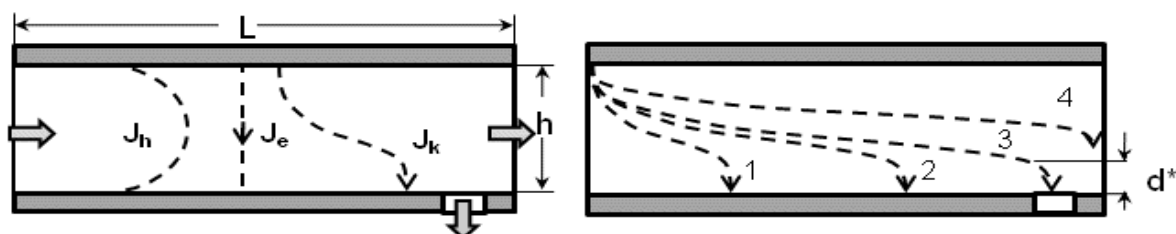


Fig. 2. Schematic representation of profiles of hydrodynamic ( $J_h$ ), electromigration ( $J_e$ ) and summary movement of dye ( $J_k$ ) in the intermembrane space (a) and trajectories of the movement of dye ions (1–4) at different values of voltage and velocity of the hydrodynamic flow (b)

As a result a complex curvilinear trajectory of ion movement  $J_k$  is formed depending on their electromigration and diffusion mobility, intensity of the electric field, current speed, type of membranes used and their polarization. Trajectories 1 and 2 of dye ions (Fig. 2 b) ensure achievement of the surface of the membrane in the first half or in the center of the channel, i.e. the following part of the channel actually is not used. On the contrary, at the trajectory 4 the dye does not have time to concentrate and, consequently, gets into the filtrate. Trajectory 3 is optimal, when all dye ions attain the surface of the membrane near the hole for their removal from the channel (Fig. 2 b).

The accomplished theoretical and experimental study allows to determine the best conditions for electrofiltration of dye solutions which include the strength of an electric field and the relationships between the velocities of an initial solution, filtrate and concentrate flows for a given channel length.

As a model system we used anionic azo-dye Cartasol Red 2GFN liquid (30 mg/dm<sup>3</sup>) in solution of KCl (0.01 mol/dm<sup>3</sup>). Operating conditions: distance between membranes  $h=0.6$  cm, separation channel length  $L=30$ cm, channel width  $h_1=1$  cm; voltage  $\varphi=20, 40, 60$  V; linear velocity of liquid flow at the main part of the channel  $V_h=0.025, 0.05, 0.125$  cm/s; ratio between volume velocities of filtrate and dye concentrate  $Q_f/Q_c=2:1, 4:1, 7:1$ .

Intensity of the electric field  $E_{cr}$ , which provides the optimal trajectory of the dye ions, taking into account the ratio between the electromigration  $V_{ef}$  and the hydrodynamic  $V_h$  velocities of dye ions (without account of concentration polarization), is defined as  $E_{cr} = V_h h / U_{ef}$ , where  $U_{ef} = FD_{Br}z / RT$  is the electrokinetic mobility of dye ions,  $F$  is the Faraday's constant,  $D_{Br}$  and  $z$  are the coefficients of the Brownian diffusion and the charge of the dye ion,  $R$  is the universal gas constant,  $T$  is the temperature.

The performed studies have shown that even at relatively low voltage, the overlimiting current is achieved, i.e. the considerable part of the voltage drops on the regions of low concentration of the electrolyte near the membrane surfaces. During the first seconds after the voltage is applied, the current sharply decreases, then it reaches a certain quasi-stationary value, which is determined by the concentration polarization of the membranes.

The measured current values are significantly smaller than its value calculated without concentration polarization of the membranes, i.e. at the time of switching on the voltage:  $I_0 = 2(F^2 / RT)DC_0E_0 h_1L$ , where  $E_0 = \varphi / h$ .

To obtain the higher electric field strength  $E_{cr}$ , which can provide the movement of ions along the curve 3 (Fig.2), it is necessary to use a larger potential difference  $\varphi_{cr}$ , than  $\varphi$ , which is used for calculation  $I_0$  without account of concentration polarization. The effective electric field strength  $E_{eff}$  outside the region of concentration polarization at real experimental conditions can be qualitatively estimated using the calculated initial current  $I_0$ , electric field strength  $E_0$  and the measured value of current  $I_{exp}$ :  $E_{eff} \approx E_0 I_{exp} / I_0$ . This means, that due to polarization of ion-exchange membranes the process of electrofiltration meet the same problem as desalination by electrodialysis: the efficiency is sublinear function of voltage.

Fig. 3 shows experimental data for dye concentrations in the concentrate  $n_c$  and filtrate  $n_f$ . The data are averaged over 3 hours of operation after reaching the quasi-stationary regime of current and normalized to the initial dye concentration  $n_0$ .

Obtained regularities confirm conclusions based on the theoretical analysis of processes going on: the degree of the dye concentration increases with an increase of the field intensity and a decrease of the speed of the solution current. The choice of the ratio  $Q_f/Q_c$  makes it possible to ensure either achievement a thorough purification of the water or obtaining a more concentrated dye.

However, at the minimum flow rate of the solution, a strong deviation from these patterns is observed, which is especially pronounced for  $Q_f/Q_c = 7:1$ , when the most concentrated and thus the most viscous part of the deposit is separated. In this case there occurs accumulation of a sedentary deposit on the ion-exchange membrane, which results in deterioration of the concentrate tapping from the separation channel and an increase of the amount of the dye getting to the filtrate.

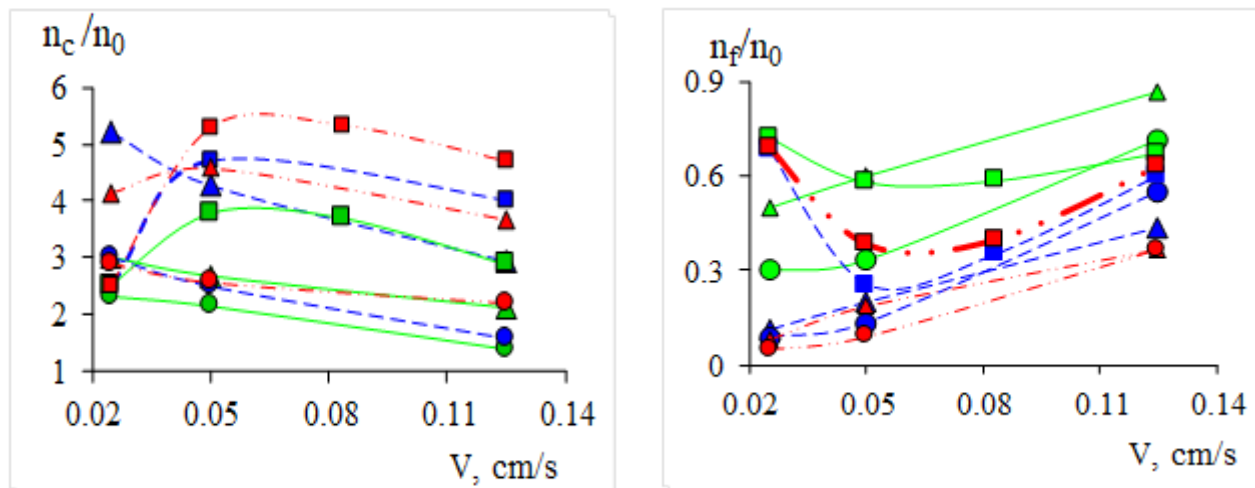


Fig.3. The dependence of the amount of dye in the concentrate (a) and the filtrate (b) on the flow rate.  $Q_f/Q_c = 2:1$  ( $\circ$ );  $4:1$  ( $\Delta$ );  $7:1$  ( $\square$ ).  
 $\varphi = 20$  V — — —  $\varphi = 40$  V - · - · -  $\varphi = 60$  V — — —

In accordance with obtained experimental data, optimal concentration of the dye and purification of the solution is achieved at the speed 0.05–0.08 cm/s, the ratio of flows  $Q_f/Q_c = 4:1$  and the voltage  $\varphi = 60$  V. To increase the degree of concentration of the dye and purification of the solution it is necessary to increase the length of the channel 2–2.5 times.

Although azo-dyes were chosen as a model system, obtained results demonstrate the fundamental possibility of using the developed method for other charged impurities, however the important requirement is their stability in the electric field. In particular, the method may be used for purification of water of bacteria or dispersed particles of rather small size, which excludes the possibility of their strong polarization and, consequently, electrocoagulation. Otherwise, all transport processes in the intermembrane channel will be changed and due to solidification of created deposit the developed scheme of continuous separation of purified water and particles will be impossible.

## ОЧИЩЕННЯ ПРОМИВНОЇ ВОДИ ГАЛЬВАНІЧНОГО ВИРОБНИЦТВА ВІД ІОНІВ Cu, Ni І СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ З ВИКОРИСТАННЯМ ЗАВАНТАЖЕННЯ КАМЕРИ ЗНЕСОЛЕННЯ МОДИФІКОВАНОЮ КАТІОНООБМІННОЮ СМОЛОЮ КУ-2

Роман Кліщенко, Раїса Чеботарьова, Сергій Ремез

*<sup>1</sup>Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського  
Національної академії наук України, Київ, Україна*

**Вступ.** Нікель і мідь належать до найбільш токсичних елементів. ГДК нікелю у питній воді – 0,01 мг/см<sup>3</sup>, міді – 0,5 мг/см<sup>3</sup> [1]. Норми щодо скидів у водойми рибогосподарського призначення ще жорсткіші, тому до стічної води виробництв, що використовують у своєму технологічному процесі мідь і нікель, пред'являються особливо високі вимоги.

Фізіологічний вплив міді залежить від дози, при цьому її надлишок може мати небезпечні наслідки для геномаклітин. Хронічна інтоксикація міддю та її солями може призвести до функціональних розладів нервової системи, печінки, алергодерматозів [2]. Головною причиною небезпечного дисбалансу міді в організмі є її надлишковий вміст у ґрунті й водах внаслідок промислового забруднення, оскільки мідь широко використовується в гальванотехніці, виробництві штучного волокна, мінеральних фарб, емалей, тощо.

Висока токсичність нікелю обумовлена здатністю проникати в організм і накопичуватися в ньому, роблячи політропну дію, в першу чергу на органи кровотворення, нервову систему, органи чуттів і серцево-судинну систему [3].

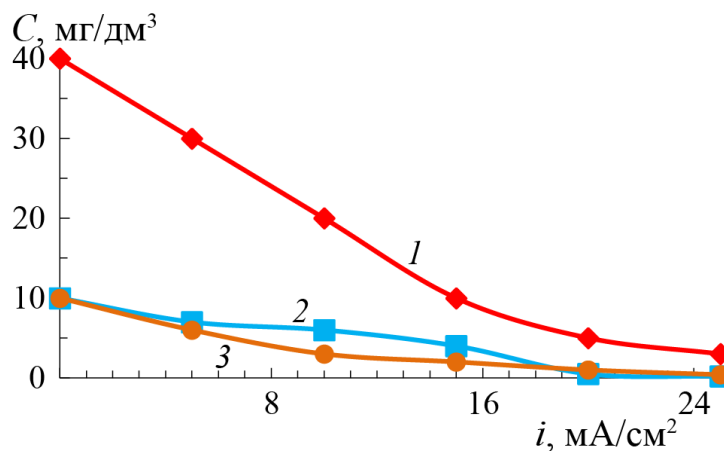
Відомі способи вилучення іонів важких металів з води шляхом використання сорбентів природного, переважно мінерального походження [4]. Недоліком цих відомих способів є їх недостатньо висока ефективність при очищенні розчинів з високим вмістом важких металів, а також погіршення ефективності при експлуатації сорбенту у зв'язку із заповненням його внутрішніх пор. Значним негативом сорбційних процесів є складність і низька ефективність регенерації відпрацьованих сорбентів.

**Матеріали й методи.** В роботі використана п'ятикамерна електродіалізна комірка. Запропоновано спосіб очистки води від солей жорсткості, міді й нікелю шляхом електродіалізу з завантаженням камер знесолення катіонітом КУ-2, модифікованим високоосновним поліелектролітом полігексаметилен-N,N-тетраметил-1,5-диметилнафталін-діамоній хлоридом. Модельним розчином був імітат технічної води, яка містить іони: Ca<sup>2+</sup> – 40; Cu<sup>2+</sup> – 10 і Ni<sup>2+</sup> – 10 мг/дм<sup>3</sup>.

**Результати.** При використанні катіоніту, модифікованого поліелектролітом, завдяки підвищенню рН розчину в камері знесолення, значна частка солей, які містяться у знесолюваному розчині, утворює важкорозчинні гідроксиди, існуючі у колоїдному вигляді.

При підвищенні щільності струму ефективність процесу знесолення збільшується. Так, після фільтрування колоїдного розчину, одержаного при

щільності струму  $25 \text{ mA/cm}^2$  концентрація іонів складає:  $\text{Ca}^{2+} - 3$ ;  $\text{Cu}^{2+} - 0,2$  і  $\text{Ni}^{2+} - 0,4 \text{ мг/дм}^3$  (рисунок). Доочистка розчину від зазначених іонів до норм ГДК в питній воді може бути здійснена іонообмінним методом.



Залежність концентрації (мг/дм³) іонів Ca (1); Cu (2) і Ni (3) від щільності струму

**Висновки.** 1 При завантаженні камери знесолення електродіалізного апарату катіонітом КУ-2, модифікованим високоосновним поліелектролітом ступінь очистки води від цинку складає 97,5%, а при використанні немодифікованого катіоніту при тих же умовах проведення процесу – лише 77,5%.

3. Показано, що завдяки використанню модифікованого катіоніту КУ-2 методом електродіалізу можна здійснити пом'якшення води з одночасним вилученням іонів  $\text{Cu}^{2+}$  і  $\text{Ni}^{2+}$  відповідно до 0,2 і 0,4 мг/дм³.

### Перелік джерел інформації

1. Вода питна. Нормативні документи: Довідник в 2-х томах. Львів: НТЦ «Леонорм-стандарт». 2001.

2. Butler B.A., Ranville J.F., Ross P.E. Observed and modeled seasonal trends in dissolved and particulate Cu, Fe, Mn, Ni and Zn in a mining-impacted stream. *Water Res.* 2008. P. 3135–3145.

3. Mukesh Parmar, Singh Thakur. Heavy metal Cu, Ni and Zn: Toxicity, health hazards and their removal techniques by low cost adsorbents: A short overview. *Int. J. Plant, Animal and Environ. Sci.* July, 2013. P. 143–157. [www.ijpaes.com](http://www.ijpaes.com).

4. Долина Л.Ф. Современная техника и технология для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов. Днепропетровск: Изд-во Континент, 2008. 254 с.

## КОМПЛЕКСНА ПЕРЕРОБКА СТИЧНИХ ВОД ПІСЛЯ РЕГЕНЕРАЦІЇ H<sup>+</sup>- ТА Na<sup>+</sup>-КАТІОНІТНИХ ФІЛЬТРІВ: БАЗОВІ ВАРІАНТИ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ

Леонід Патюк, Людмила Невинна, Наталія Клименко, Тетяна Врубель  
*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

**Вступ.** При виробництві продуктів харчування на підприємствах переважно використовують воду з системи господарсько-питного водопостачання, яка в ряді випадків потребує додаткового доведення до кондиції, що відповідає призначенню кінцевого продукту та особливостями технології його виробництва, якістю та призначенням продукту [1,2]. Більшість підприємств харчової промисловості використовують для коригування мінерального складу та знелужнення (коригування мінерального складу включає також і пом'якшення) води іонний обмін. Використання іонообмінних методів коригування якості води призводить до утворення регенераційних розчинів з солемістом до 5–20 г/дм<sup>3</sup>, що в кілька разів перевищує солеміст вхідної води. За цим показником регенераційні розчини іонообмінних установок належать до стічних вод і не можуть бути скинутими ні в водойми, ні в міську каналізацію без попередньої обробки та очищення або розведення [3,4]. Створення екологічно чистих технологій з повторним використанням відпрацьованих регенераційних розчинів іонітних фільтрів дозволить знизити витрати реагентів та води на потреби хімічних знесолювальних установок та утилізувати стічні води, що утворюються при цьому [5]. Технології знесолення, пом'якшення та знелужнення води зі скороченими витратами реагентів та стічних вод дозволять значно підвищити як економічну, так і екологічну ефективність процесу водопідготовки у різних галузях виробництва, забезпечать підвищення значення робочої обмінної ємності іонітів (особливо катіонітів) у 1,5–2 рази та зниження величин питомої витрати кислоти та луку на їх регенерацію.

**Матеріали і методи.** Дослідження проводили на установці підготовки технологічної води для виробництва пива та безалкогольних напоїв з водопровідної води продуктивністю 2500–3000 м<sup>3</sup>/добу, яка включала послідовне фільтрування на піщаних, вугільних, H<sup>+</sup>-катіонітних, Na<sup>+</sup>-катіонітних фільтрах та видалення вугільної кислоти в дегазаторі. Частина води після піщаних та вугільних фільтрів направляли на Na<sup>+</sup>-катіонітні фільтри підготовки води для котельні підприємства. Основним об'єктом дослідження були іонообмінні фільтри (ІФ) та режими їх регенерації в загальній технологічній схемі підготовки води на діючому підприємстві. В процесі виконання роботи визначали концентрацію хлоридів, показника рН, загальний вміст солей, каламутність та вміст органічних речовин за показником перманганатної окислювальності (ПО).

**Результати.** На діючій в промислових умовах установці підготовки

технологічної води досліджено режими роботи та регенерації іонообмінних фільтрів підприємства з виробництва пива й безалкогольних напоїв для вирішення проблеми припинення скиду стічних вод, економії води та зменшення затрат солей на регенерацію ІФ.

Досліджено динаміку зміни якісного та кількісного складу стічних вод після регенерації  $H^+$ - та  $Na^+$ -катионітних фільтрів за концентрацією хлоридів та активною реакцією середовища. Встановлено, що якісний і кількісний склад відпрацьованих регенераційних розчинів дозволяє об'єднати стічні води процесу розпушування смоли (I стадія) та її швидкої промивки (IV стадія) в потік слабомінералізованих промивних вод (ПВ), а стічні води процесів реагентної регенерації (II стадія) та повільної промивки смоли (III стадія) – у висококонцентрований відпрацьований регенераційний розчин (ВРР).

Показано, що сумарна кількість стічних вод ІФ коливається в межах від 7,2 до 195,4 м<sup>3</sup>/добу. На основі статистичного аналізу обґрунтовано прогноз добового відведення окремих потоків після I та IV і II та III стадій максимальними величинами відповідно 60 та 55 м<sup>3</sup>.

Запропоновано два варіанти базової технологічної схеми знешкодження ВРР та ПВ. Перший варіант базується на використанні мембранних технологій – зворотного осмосу та електродіалізу і дозволяє повернути у виробничий процес 105,7 м<sup>3</sup>/добу чистої води, зменшити навантаження на очисні споруди каналізації та зменшити витрати солі на регенерацію ~ на 83% (288 кг) при певних умовах режиму регенерації ІФ.

Другий варіант передбачає в доповнення до мембранних методів застосування технології хімічної переробки ВРР ІФ для зменшення навантаження на мембранне устаткування шляхом видалення з відпрацьованих регенераційних розчинів солей полівалентних металів у вигляді важкорозчинних сполук. Реалізація другого варіанту дозволить повернути у виробничий процес 95 м<sup>3</sup>/добу чистої води та 18,3 м<sup>3</sup> сольового розчину, придатного для використання при регенерації  $Na^+$ -катионітних фільтрів. Осади, що утворюються в установці хімічної переробки ВРР, можуть бути утилізовані як компоненти для виробництва мінеральних добрив.

**Висновки.** Досліджено якісний та кількісний склад стічних вод, які утворюються в процесі регенерації  $H^+$ - та  $Na^+$ -катионітних фільтрів, призначених для зниження лужності та жорсткості води. На базі отриманих результатів та наукового обґрунтування застосування мембранних технологій для очищення засолених стічних вод запропоновано два варіанти базової схеми з матеріальним балансом продуктів комплексної переробки стічних вод. Згідно зі схемою за варіантом 1, стічні води після регенерації іонообмінних фільтрів розділяються на високомінералізовані відпрацьовані регенераційні розчини (ВРР) і слабомінералізовані промивні води (ПВ) та поступають у відповідні накопичувачі. ПВ подаються на установку зворотного осмосу. Отриманий пермеат за якістю відповідає вимогам до питної води та може бути використаний для приготування напоїв, а також для промивки фільтрів. Концентрат подається в накопичувач ВРР. Отриманий розчин суміші солей, переважно хлориду натрію, поступає на електродіалізу установку, в якій

розділяється на три потоки: розчин хлориду натрію, який використовується для регенерації Na<sup>+</sup>-катіонітних фільтрів; слабомінералізований розчин солей, який подається на установку зворотного осмосу для глибокого очищення, та висококонцентрований розчин солей, який утилізується. В схемі за варіантом 2 передбачено застосування блоку хімічної содово-лужної очистки, що зменшує навантаження на обладнання мембранної очистки. Наведено 2 варіанти технологічної схеми, які слід розглядати як базові, використання яких дозволить створювати інші комбінації технологічних схем у відповідності до поставлених цілей і потреб виробництва.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Мельник І.В., Чуб С.А., Гнатовська Д.О. Вплив якості підготовки води на органолептичні показники пива. *Sci. Works.* 2018. Т. 81, № 2. <https://doi.org/10.15673/swonaft.v81i2.902>.

2. Українець А.І., Мукоїд Р.М., Большак Ю.В., Нижник Н.В., Мартиненко Т.А. Електрохімічна активація води як альтернативний безреагентний спосіб водопідготовки у виробництві пива. *Вісник Херсонського нац. техн. ун-ту.* 2018. № 2. С. 160–164.

3. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затверджено Постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 року N 465 (465-99-п).

4. Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 15 січня 2018 р. за № 56/31508.

5. Feyziev G.K., Dzhililov M.F., Kuliev A.M., Badalov B.Sh. Good prospects for repeated use of spent regenerative solutions at chemical desalting plants with reduced consumptions of reagents and wastewater. *J. WaterChem. Technol.* 2007. vol. 29, no. 2. P. 110–114.

## WATER TREATMENT BY METHOD OF DISCRETE-PULSE ENERGY INPUT FOR THE NEEDS OF THE ENERGY SECTOR

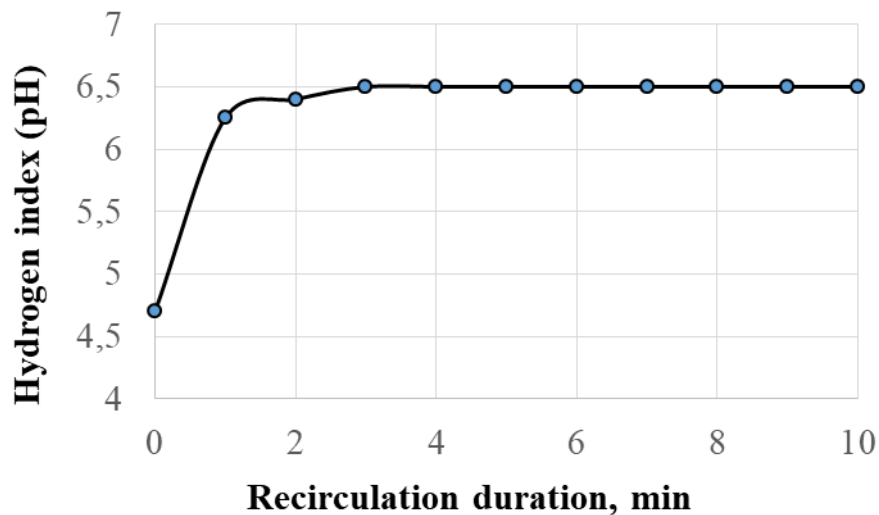
Georgiy Ivanitsky, Bogdan Tselen, Anna Nedbaylo, Nataliya Radchenko  
*Institute of Engineering Thermophysics of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

**Introduction.** The Institute of Engineering Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine has launched a new scientific field known as the principle of discrete-pulse energy input (DPEI). Within this area, authors conducted research of the influence of DPEI mechanisms on the properties of water and water systems. It revealed a change in some of their physicochemical properties, in particular, increasing the hydrogen index (pH) while maintaining its stable value for a long time (up to two years). The resulting effects of pH changes were proposed to apply in the energy sector. In particular, in industrial and municipal gas boilers to reduce consumption natural gas by transition to operating mode of deep utilization of flue gas (condensing mode). In this mode of operation of the boiler (with a capacity of 1000 kW), approximately 145 l/h of condensate is and increases in proportion to the increase in boiler power. Given the acidity of this condensate, it can't be drained into the sewer without prior neutralization.

To solve this problem at the Institute of Engineering Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine is proposed method of neutralizing condensate, developed based on the DPEI principle, based on physical impact on the treated environment without the use of chemical reagents and implemented in high-efficiency small equipment with low specific energy consumption. The use of such DPEI mechanisms as high frequency hydrodynamic oscillations accompanied by high circumferential velocities and shear stresses, as well as transient phase transitions allows reducing the carbonic acid content to a neutral pH value [1, 2].

**Materials and methods.** For the studies used acid condensate with an initial pH of 4.7. Further, the condensate processed in specially designed equipment developed based on the DPEI principle. The quality of processing is determined by the pH change. Measurement carried out with using a portable device EZODO PCT-407 according to the standard method.

As a result of the research on Fig.1 presented shows the dependence of the change in the pH of condensate on the duration of treatment. At a final pH value of 6.5 for the condensate, the dissolved carbon dioxide content is 0.03 mg/l (the initial dissolved carbon dioxide content in the condensate at pH 4.7 was 62 mg/l)



**Figure 1 – Changing the pH of condensate after treatment with the DPEI method**

**Conclusion.** Implementation of the condensate neutralization apparatus will improve the environment by reducing the amount of harmful wastewater (chemically contaminated neutralized condensate and wastewater softening apparatus), rational use of water resources by saving up to 8.5 million m<sup>3</sup> of water in case of reuse of neutralized condensate.

**List of references:**

1. Dolinskiy A.A., Tselen B.Ya., Ivanitskiy G.K., Konyk A.V., Radchenko N.L., Hartvih A.P. Using of the energy discrete-pulse input method for the condensate natural gas combustion products neutralizing. Scientific Works of ONAFT, 81(1), 2017. C. 9–14.
2. A. Dolinsky, A. Konyk, N. Radchenko. Influence of instantaneous depressurization on properties of water. high-frequency hydrodynamic vibrations. Scientific Works of NUFT, 22(3), 2016. C. 157–165.

## ВИКОРИСТАННЯ ОЧИЩЕНОЇ СТИЧНОЇ ВОДИ В ПРОЦЕСІ ФАРБУВАННЯ БАВОВНЯНОЇ ТКАНИНИ АКТИВНИМИ БАРВНИКАМИ

Мирослава Коваль

*Черкаський державний технологічний університет, Черкаси, Україна*

**Вступ.** Текстильна промисловість споживає значну кількість води у своїх виробничих процесах, переважно при фарбуванні та обробці тканин. Підвищений попит на текстильні вироби та пропорційне збільшення їх виробництва, а також використання синтетичних барвників разом сприяли тому, що стічні води текстильного виробництва стали одним із суттєвих джерел забруднення, так як містять в своєму складі органічні барвники, та вимагають складної технології очищення [1].

Ефективним способом глибокого очищення стічних вод, а саме для знебарвлення води, усунення присмаків та запахів є адсорбція. Тож, очищення та повторне використання стічних вод, як оборотних, фарбувально-оздоблювального виробництва, є перспективним рішенням для збереження та збільшення наявних водних ресурсів, зменшення економічних витрат на придбання та використання дороговартісних барвників і допоміжних реагентів, енергозаощадження і зменшення викидів шкідливого забруднення в навколишнє середовище.

**Матеріали і методи.** Для дослідження були використані такі матеріали:

- природний цеоліт (сокирніт) природного Сокирницького родовища Закарпатської області (Україна) з розміром фракції 1-5мм (Рис. 1). Мінеральний склад природного цеоліту: клиноптилоліт (65-80%), монтморилоніт (2-4%), кварц (до 10%), плагіоклаз (5-10%), карбонат (3%), гідрослюда (1-3%). Загальна молекулярна формула має вигляд:  $M_{x/n}[Al_2O_3]_x(SiO_2)_y \cdot nH_2O$  [2];



**Рисунок 1.** Цеоліт фракцією 1 – 5 мм.

- розчин (10%) сульфатної кислоти для кислотної модифікації цеоліту;
- коагулянт алюміній сульфат  $Al_2(SO_4)_3$ , концентрацією 20 г/л; флокулянт натрій альгінат  $(C_6H_7O_6Na)_n$ , концентрацією 1%;
- тканина «Бязь» (арт. 3399) - бавовняна щільна тканина полотняного переплетення;
- кухонна сіль NaCl (100г/л) – використовується для підвищення ступеня фіксації барвника на тканині;

- технічна сода  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (100г/л) – використовується як лужний реагент для прискорення взаємодії барвника з волокном;
- текстильні барвники Активний Червоний S-Matrix, Активний Синій СВ-RF, Активний Жовтий S-3R.

Методи, які використовувалися у дослідженнях: метод експериментального дослідження; фотоколориметричний метод.

**Результати.** Процес очищення стічної води здійснювали через шар нерухомого кислотно-модифікованого сорбенту цеоліту з подальшою її коагуляцією та флокуляцією до того ступеня очищення, щоб в подальшому використовувати очищену воду як оборотну в технології фарбування тканини [3]. Очищену стічну воду аналізували та порівнювали із технологічною пом'якшеною водою фарбувально-оздоблювального виробництва ПрАТ «Черкаський шовковий комбінат» (м. Черкаси, Україна).

Фарбування здійснювали в лабораторних умовах ПрАТ «Черкаський шовковий комбінат» на лабораторній фарбувальній установці «Ahibanucanetspeed» (США) за рецептурою, що відповідає технологічному регламенту підприємства. Ефективність фарбування тканини було досліджено спектрофотометричним методом за допомогою автоматичної комп'ютерної системи об'єктивного вимірювання кольору «DatacolorSpectrum 400» (Китай). Результати дослідження колірних характеристик пофарбованих зразків тканини наведені в таблиці 1.

Таблиця 1 – Колірні характеристики пофарбованої бавовняної тканини «Бязь» (арт. 3399) активними барвниками

Барвник		Світлість dL	Відтінок (червоно- зелений) dA	Відтінок (жовто-синій) dB	Колірне відхилення dF*	Інтенсивність забарвлення, % до сталону
Активний червоний S- Matrix	базова рецептура					100,0
	стічна вода	+0,1 світлі- ший	+0,14 червоно- ший	-0,24 синіший	0,29	<b>99,0</b>
Активний синій СВ-RF	базова рецептура					100,0
	стічна вода	-0,17 темні- ший	-0,02 зелені- ший	-0,37 синіший	0,45	<b>98,3</b>
Активний жовтий S-3R	базова рецептура					100,0
	стічна вода	+0,68 світлі- ший	-0,04 зелені- ший	-1,12 синіший	1,19	<b>96,0</b>

\* Колірне відхилення - відстань між двома кольорами у певному просторі. Визначає різницю між кольорами. Згідно з державними стандартами на текстильну продукцію, колірне відхилення dE не повинне перевищувати 2.

Для дослідження кратності можливого застосування очищеної стічної води процеси фарбування та очищення проводили кілька разів, проводивши аналіз якості фарбування. За результатами спостерігається суттєве погіршення колірних характеристик пофарбованої тканини. Таким чином, можна зробити висновок, що один об'єм стічної води можна використати лише двічі для фарбування. При подальшому очищенні, якість фарбування знижується, тому вода може бути використана лише для технічних потреб цеху.

**Висновки.** За результатами досліджень в умовах виробничої лабораторії, можна зробити такі висновки:

- цеоліт, як пористий адсорбент, доцільно використовувати в процесі очищення води фарбувально-оздоблювального виробництва, попередньо здійснивши його термічну активацію та кислотну модифікацію;
- стічна вода, очищена модифікованим цеолітом з подальшою її коагуляцією та флокуляцією, відповідає фізико-хімічним параметрам технологічної пом'якшеної води фарбувального виробництва та може бути використана для повторного (циклічного) використання в технології фарбування тканини. Загальний ступінь очищення стічної води становить 91%;
- колірні характеристики пофарбованих зразків тканини із використанням стічної очищеної води відповідають еталонним зразкам, а інтенсивність забарвлення близька до еталону (100%);
- кратність циклів фарбування очищеною водою рівна двом. При подальшому очищенні якість фарбування погіршується.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. M. G. (Ed.), Eco-Friendly Textile Dyeing and Finishing, // IntechOpen, London, United Kingdom, 2013.

2. Мала гірнича енциклопедія: у 3 т./ за ред. В.С. Білецького—Д.: Східний видавничий дім, 2013.— Т.3: С—Я.— 644с.

3. Пат. 151829 U Україна, МПК C02F 1/28 (2006.01) Спосіб очищення мультикомпонентних стічних вод фарбувально-оздоблювального виробництва / Коваль М.Г., Кузьменко В.Г., Романенко Н.Г. (Україна); заявник і патентовласник Черкаський державний технологічний університет. - № u 2021 05931; заявл. 22.10.2021; опубл. 21.09.2022, Бюл. № 38.

**APPLICATION OF BIOSORBENTS IN REAL CONDITIONS OF  
NATURAL AND WASTEWATER TREATMENT**

**Viktoriiia Novoseltseva, Olena Kovalenko**

*Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine*

**Introduction.** In recent decades, has been noted increasing of the pollution degree of natural waters with heavy metals and other impurities all over the world. The quality of wastewater treatment in Ukraine at many treatment plants does not meet the regulatory requirements of the current environmental protection legislation of Ukraine and does not allow the reuse of treated wastewater in production. The reason for low-quality processing of industrial wastewater is outdated cleaning technologies, physical and moral wear and tear of equipment [1].

Drinking water is the necessary raw material for food enterprises operations. In addition, the quality of food and human health depends at the quality of such water. That's why, the development of effective technologies for purification of both natural and waste water from toxic impurities is urgent[2].

Another unresolved problem is environmental pollution by industrial waste, including food and agricultural waste. The disposal of various industrial wastes and by-products requires significant costs, which are associated with processing, transportation and accumulation of waste. In addition, as a result of dumping and burning of these wastes, harmful gases are formed, which has a negative effect on global warming[2].

At the same time, due to the high content of plant polymers, these wastes can be the good raw material for the production of biosorbents. The cheapness, availability, large tonnage of plant waste in the agro-industrial complex of Ukraine will make it possible to create the production of domestic biosorbents for the purification of natural and waste waters from toxic impurities[2, 3].

This paper presents the results of the testing of biosorbents developed at the Department of Bioengineering and water of the Odesa National University of Technology from waste processing of peas (hulls, leaves, stems), sunflower (baskets, stems) and grape vines for the treatment of natural and wastewater from two leading food enterprises of the Odesa region in Ukraine[2 – 4].

**Materials and methods.** The quality control of natural artesian and waste water was carried out according to the following indicators: hydrogen index, temperature, dry residue, total hardness, total alkalinity, chlorides, total iron, manganese, chromium, zinc, copper, fluorides, sulfates, phosphates, nitrates. Weighing of raw materials and weights during the study of the quality of natural and wastewater was carried out on analytical balances of the second class VLR-200, as well as laboratory balances Radwag PS750/C/1. The temperature of the solutions was measured using a TL-2M thermometer. During the experimental studies, volumetric flasks with a volume of 50, 100, 250 cm<sup>3</sup>, measuring cylinders with a volume of 25, 100, 250 cm<sup>3</sup>, as well as pipettes with a volume of 2, 5, and 10 cm<sup>3</sup> were used[2].

**The results.** In order to confirm the effectiveness of the use of biosorbents obtained by the developed technology, three samples of biosorbents were tested at two leading food enterprises of the Odesa region of Ukraine. Biosorbents were used as a filter material for the purification of natural and waste water of the enterprise AF «Eureka» LLC, as well as for the purification of natural water from the well of the enterprise Company with additional responsibility «Odesa mineral water plant «Kuyalnik».

As biosorbents, raw from grape vines and sunflower baskets and stalks were used in a ratio (1:1). The third sample of the biosorbent was obtained from pea processing waste, namely pea pods, stalks, and leaves that remained in the fields of AF «Eureka» LLC after harvesting by harvesters.

Natural water from the wells of both enterprises met the requirements of regulatory documents. At the same time, even at low concentrations of pollutants in water, after sorption by the obtained biosorbents, a positive effect was observed regarding the extraction of total iron, manganese ions, zinc, and fluorides.  $0.81 \text{ mg/dm}^3$  of total iron and  $1.9 \text{ mg/dm}^3$  of copper were found in the wastewater of AF «Eureka» LLC, which is 4 and 2 times higher than the maximum limit, respectively, but after sorption, these values already met the requirements of regulatory documents. For the same water sample, a positive effect was also observed with respect to the pH value, because wastewater is often acidic in nature. During the sorption process with biosorbents based on pea and sunflower processing waste, the pH value increased from 4.5 to 6.5 and 6.6 units. pH, respectively.

At the same time, the use of the obtained biosorbents in water purification technologies has some disadvantages associated with an increase in the general hardness of water due to the leaching of alkaline and alkaline earth metals into the solution during the biosorption process. But such a problem can be solved during the development of natural and wastewater treatment technology, if biosorption of heavy metal ions is carried out at the first stages of water treatment, namely before water softening.

**Conclusions.** The use of biosorbents from waste processing of plant raw materials, obtained by the proposed technology, allows to improve the quality of natural mineral water according to indicators such as the content of total iron, manganese, copper, zinc, fluorides and sulfates.

The degree of extraction of impurities from water samples by the developed biosorbents was different. It was influenced by the type of biosorbent and the pH of the water. Thus, the material obtained from the grapevine turned out to be more effective in relation to the impurities of natural mineral water. In particular, it made it possible to remove more manganese, copper and fluoride ions from the water. Regarding the influence of the pH of the source water, the best results were obtained during the biosorption of impurities from water in a weakly acidic environment.

The conducted industrial testing confirms the possibility of using the developed biosorbents for further purification of natural waters with increased mineralization from heavy metal ions (iron, copper, manganese) and fluorides. In the case of Company with additional responsibility «Odesa mineral water plant «Kuyalnik», the use of biosorption in the mineral water production line is not possible, because in the

production of natural mineral water, the use of other technological processes of water treatment, except for filtration on sand and gravel filters, is not allowed.

The technology of biosorbent production based on pea processing waste, as well as the use of the obtained sorption materials for water purification, proposed and tested in the conditions of the company AF «Eureka» LLC allowed to reduce the content of total iron, manganese and sulfates in the water from the enterprise's artesian well, as well as the value of total iron, manganese, copper, sulfates and polyphosphates in waste water, which was formed in the process of washing and blanching peas in the enterprise workshop.

The natural water from the well at the enterprise AF «Eureka» LLC according to the studied indicators meets the requirements of the regulatory documents of Ukraine State sanitary norms and rules 2.2.4-171-10 «Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption», therefore the use of such biosorbents for the purification of artesian water in this the enterprise is not expedient. At the same time, they can be used for the treatment of natural underground water with an excess content of the mentioned impurities at other enterprises of the industry.

The use of biosorbents from pea processing waste, as well as from sunflower and grape vine processing waste, is appropriate and promising for the treatment of wastewater at the company AF «Eureka» LLC. For example, the use of a biosorbent based on pea and sunflower processing waste as a filter material allows to reduce the total iron content by 4 times, and the manganese content by 2.5 and 4 times, respectively.

On the scale of Ukraine, we also consider the use of biosorbents from pea processing waste to be promising, since Ukraine produces about 8% of the world's pea stocks. As a result of the processing of these agricultural crops, a significant amount of waste is formed, which is a good raw material for the production of biosorbents due to its availability, renewable raw material base, low cost, and environmental friendliness.

#### **List of sources of information.**

1. Kovalenko O., Novoseltseva V., Kovalenko N. Biosorbents – prospective materials for heavy metal ions extraction from wastewater // *Food Science and Technology*. 2018. Vol. 12 (1). P. 68-74. doi: <https://doi.org/10.15673/fst.v12i1.841>.

2. Kovalenko O., Novoseltseva V., Vasylyv O., Liapina O., Beregova O. The kinetics of the processes of extracting the Cu(II) and Fe(III) ions from aqueous solutions by the biosorbents based on pea processing waste // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. 5/10 (107). P. 14 – 25. doi:10.15587/1729-4061.2020.215043.

3. Novoseltseva V., Yankovych H., Kovalenko O., Václavíková M., Melnyk I. Production of high-performance lead (II) ions adsorbent from pea peels waste as a sustainable resource // *Waste Management & Research*. 2020. Vol. 39 (I.4). P. 584 – 593. doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X20943272>.

4. Utility model patent 141466 Ukraine, IPC (2006) B01J 20/00. – No. U 201909964; statement 09/24/2019; published 10.04.2020, Bul. No. 7. The method of obtaining a sorbent from plant waste O.O. Kovalenko, V.V. Novoseltseva. - the owner of ONAFT.

## ПОРІВНЯННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПЛАЗМОХІМІЧНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНОВМІСНИХ СТІЧНИХ ВОД У КОРОННОМУ РОЗРЯДІ ТА ВЕРТИКАЛЬНО ОРІЄНТОВАНОМУ ФАКЕЛІ

Анатолій Макаров, Роман Кліщенко, Іван Корнієнко, Тетяна Пахар

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН  
України, Київ, Україна*

**Вступ.** Промислові та побутові стічні води, часто містять значну кількість органічної складової у вигляді відпрацьованих мастильно-охолоджуючих емульсій, відходів харчової, спиртової й целюлозно-паперової промисловості. Великі об'єми та багатокомпонентний склад таких стоків на фоні низької концентрації забруднень ускладнюють та здорожують водоочищення. Утилізація таких вод за допомогою адсорбційних, мембранних або каталітичних технологій потребує витрат дефіцитних матеріалів та дорогого обладнання, а також веде до утворення вторинних техногенних відходів у вигляді відпрацьованих адсорбентів, каталізаторів, мембран тощо[1]. Органічні компоненти стічних вод можуть значно погіршувати очистку за рахунок отруєння каталізаторів, деактивації іонів, зниження селективності та продуктивності мембран тощо[2].

Перспективним варіантом знешкодження органічних рідких відходів є їх знешкодження за допомогою плазмохімічних процесів. Комбінована дія високої температури, УФ- випромінювання, електрохімічних процесів, котрі супроводжують плазмохімічну деструкцію гарантують практично повне знешкодження токсичних органічних забруднень. Органічні речовини стічних вод під час розкладу виділяють додаткове тепло, що дозволяє поліпшити енергетичні характеристики плазмохімічного процесу [3,4].

У роботі було вивчено можливість та порівняно ефективність плазмохімічної деструкції зразка органічної стічної води, двома способами – за допомогою коронного розряду та вертикально орієнтованого факелу.

**Матеріали та методи.** У якості об'єкта дослідження використовувався зразок промислових органічних стічних вод, склад якого наведено в таблиці. Зразок є відпрацьованою змащувально-охолоджуючою рідиною (ЗОР), рідким відходом технології обробки деталей рухомого складу електротранспорту металоріжучими верстатами на ДВРЗ м. Київ.

**Таблиця – Склад органічності стічної води**

Концентрація компонента, мг/дм <sup>3</sup>	№ зразка
	1 (рН=8,94)
Cl <sup>-</sup>	8,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	14,4
Na	9,3
Ca+Mg	56,7

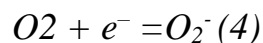
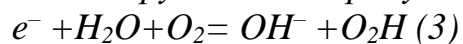
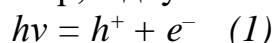
дизельне пальне+ моторні оливи	15200
етилацетат	3010
AEPD-WOX	440
AMP-100	175
неонол-9-12	620
ХСК	23500

Зразок характеризується низькою мінералізацією, нафтопродукти, неонол-9-12 та етилацетат надходять у результаті промивки готових деталей, AEPD-WOX, AMP-100 є залишковими компонентами ЗОР.

Плазмохімічну обробку стічних вод для приготування дисперсійного середовища виконували у плазмохімічних реакторах, докладно описаних у [4, 5].

Якість очищення оцінювали за змінами хімічного споживання кисню (ХСК). Визначення ХСК виконували за стандартною методикою (CODmethod # 410.1), заснованою на окисненні органічних речовин надлишком біхромату калію ( $K_2Cr_2O_7$ ) у розчині  $H_2SO_4$  при нагріванні за наявності каталізатора –  $Ag_2SO_4$ .

**Результати.** Під час роботи плазмохімічної установки забруднена вода зазнає комбінованого впливу різних чинників: електричного поля, дії вільних радикалів, генерованих електродними реакціями, каталітичних ефектів у приповерхневих шарах електродів, температури і УФ – радіації. Їх деструктивна дія підсилюється також внаслідок синергізму. У змінному електричному струмі на електродах відбувається електроліз води з утворенням активних радикалів оксисену та гідрогену та деяких складніших частинок на їх основі типу гідроксильних радикалів. Частина вільних радикалів рекомбінує з утворенням води і виділенням тепла, проте в присутності реакційноздатних компонентів розчину вільні радикали реагують і з ними. Процеси носять нестационарний характер, відбуваються як реакції окиснення, так і відновлення:



Цими взаємодіями процес плазмодеструкції не вичерпується. В результаті молекули органічних речовин-забруднювачів зазнають трансформацій, котрі супроводжуються зміною і руйнуванням їх структури, розкладанню одних і формуванню інших напівпродуктів. Ступінь конверсії можна оцінити за зменшенням ХСК підданої обробці стічної води (рис).

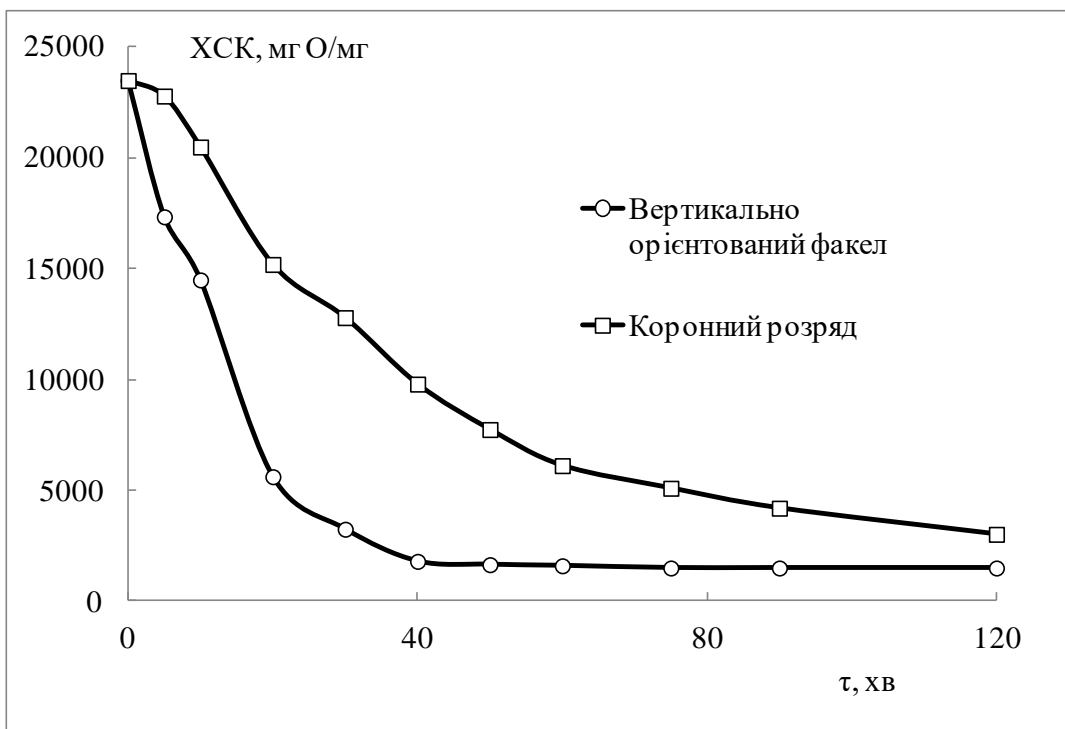


Рис. Зміни ХСК органівмісної стічної води у процесі плазмохімічної конверсії протягом 120 хв.

Як видно з рисунка плазмохімічне очищення у варіанті вертикально орієнтованого факелу відбувається більш інтенсивно. За 40 хв. обробки ХСК зменшується з 23500 до 1800 мг О/мг. Подальша обробка зменшує ХСК незначно з 1800 до 1500 мг О/мг. У перші 40 хвилин проходить основна деструкція органічної складової. При використанні коронного розряду інтенсивність деструкції поступається першому варіанту. За 40 хв. обробки ХСК зменшується з 23500 до 9800 мг О/мг. За 120 хв. досягається значення ХСК 3020 мг О/мг. Тобто у варіанті вертикально орієнтованого факелу ХСК зменшується на 93,6%, а при застосуванні коронного розряду – 87,15%.

**Висновки.** Встановлено, що плазмохімічна конверсія органівмісних стічних вод на основі відпрацьованої змащувально-охолоджуючої рідини дозволяє зменшити концентрацію органічної складової. При використанні вертикально орієнтованої плазми деструкція проходить більш інтенсивно та досягає 93,6%, в той час як використання коронного розряду дає зменшення на 87,15 %.

Для подальшого порівняння ефективності вище описаних методів слід провести більш докладне вивчення продуктів деструкції та визначити енергетичні параметри процесів.

#### Перелік джерел інформації

1. Goncharuk V.V. Water science (Kiev: Nauk.dumka,2010)[in Russian].
2. D. Vogel *et al.* "Effects of fouling and scaling on the retention of trace organic contaminants by a nanofiltration membrane: The role of cake-enhanced con-

centration polarisation”, *Separation and Purification Technology*, vol. 73, 2010, pp. 470–475.

3. Li-Choung Chiang *et al.* “Electrochemical oxidation treatment of refractory organic pollutants”, *Wal. Sci. Tech.* 1997, Vol. 36, No. 2-3, pp. 123-130.

4. V. Goncharuk *et al.* “Destruction of non-ionic surfactant in plazma-chemical reactor”, *J. of Water Chem.Tech.*,2017, Vol. 39, pp. 355-359.

5. V. Goncharuk *et al.* “Destruction of GT Azo Active Orange Dye in the Flow–Through Plasma–Chemical Reactor”,*J. of Water Chem.Tech.*, 2018, Vol. 40,pp 185–189.

**СЕКЦІЯ 4**  
**ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ**  
**РАЦІОНАЛЬНОГО**  
**ВОДОКОРИСТУВАННЯ**

## СУЧАСНІ РИЗИКИ ТА ПРОБЛЕМИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В УКРАЇНІ

Тетяна Чорна<sup>1</sup>, Наталія Гусятинська<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Державний податковий університет, Ірпінь, Україна

<sup>2</sup>Національний університет харчових технологій, Київ, Україна

**Вступ.** Організація Об'єднаних Націй (ООН) визнала воду одним з найважливіших ресурсів на планеті, без якого неможливе життя як таке, а доступ до джерел чистої води згідно норм ООН є одним з найважливіших показників сталого розвитку нації, держави. Збройні конфлікти можуть по-різному порушувати роботу систем водопостачання, з негативними наслідками, що лежать в площині від базового надання послуг із забезпечення водою до впливу на соціально-економічний розвиток регіону [1]. За даними Світового банку, населення в країнах, що розвиваються, які постраждали від конфлікту, непропорційно сильно страждає внаслідок відсутності доступу до якісної питної води та погіршення санітарного стану об'єктів водопостачання [3]. У звіті Дитячого фонду ООН (UNICEF) зазначено, що діти в тривалих конфліктах частіше вмирають від хвороб, пов'язаних з відсутністю чистої води, ніж від насильства, безпосередньо пов'язаного з самим конфліктом [2]. Слід відмітити, що для України надзвичайно актуальною є проблема забезпечення населення питною водою належної якості та в достатній кількості. І в сучасних умовах ситуація стрімко погіршується.

**Матеріали і методи.** Під час проведення досліджень використано дані Державної служби статистики України щодо обсягів споживання води різних категорій, інформацію Міністерства розвитку громад та територій України щодо якості питної води та стану питного водопостачання, матеріали Національного інституту стратегічних досліджень України, ДП «Укрметрестандарт», нормативно-правові документи та ін.

**Результати.** За запасами води, доступними для використання, Україна належить до малозабезпечених країн. Так, наприклад, у 2019 році Україна посіла 125 місце серед 181 країни світу за доступними запасами питної води [5]. За визначенням Європейської Економічної Комісії ООН, держава, водні ресурси якої не перевищують 1,5 тис. м<sup>3</sup> на одного мешканця, вважається водонезабезпеченою (у маловодні роки цей показник для України складає 1,2 тис. м<sup>3</sup>). Для порівняння, у країнах Європи запас місцевих ресурсів річкового стоку на одну людину становить (тис. м<sup>3</sup> на рік): Норвегія – 96,9; Швеція – 24,1; Фінляндія – 22,5; Франція – 4,6; Італія – 3,9; Великобританія – 2,7; Польща – 1,7; Німеччина – 1,3; Угорщина – 0,8 [10]. Внутрішні регіональні відмінності характеризуються тим, що за міжнародною класифікацією лише Закарпатська область належить до середньо-забезпечених місцевим стоком (6,3 тис. м<sup>3</sup> на одну людину); низька вона в Чернігівській, Житомирській, Волинській та Івано-Франківській областях (3,3 – 2,0 тис. м<sup>3</sup>); в інших областях – дуже низька і надзвичайно низька (1,98-0,12 тис. м<sup>3</sup> на одну людину) [11].

Незважаючи на несприятливі умови щодо водних ресурсів, обсяги водоспоживання в Україні залишаються достатньо високими (рис. 1).

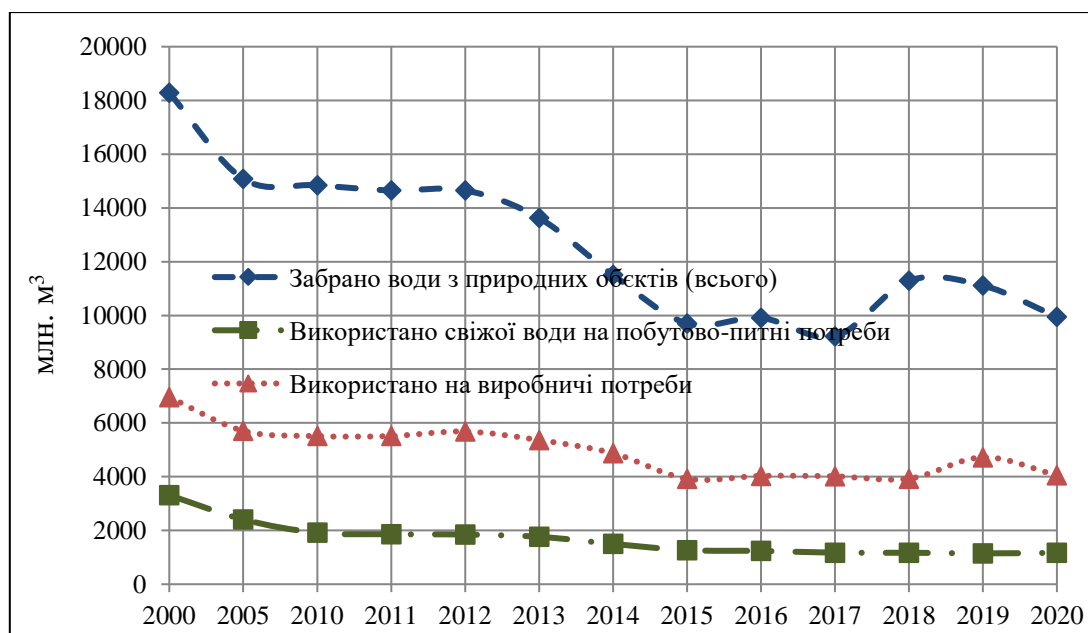


Рис. 1. Показники використання води у 2000-2020 рр. [7, 10, 11]

Питне водопостачання в Україні в середньому на 80 % (в окремих регіонах – майже на 100 %) забезпечується саме за рахунок відкритих поверхневих водних об'єктів (рис. 2), підземні води використовуються значно менше. Так, у 2020 році з природних водних об'єктів забрано 9952 млн м<sup>3</sup> води, з них 8980 млн м<sup>3</sup> з поверхневих джерел і лише 972 млн м<sup>3</sup> – з підземних [7, 10, 11].

Переважає більшість поверхневих водних об'єктів є незахищеною від техногенного забруднення. Для всіх водних басейнів України актуальною є проблема екологічного стану водних об'єктів. До річкового стоку і підземних водоносних горизонтів потрапляють понаднормативні обсяги органічних сполук, нітратів, нафтопродуктів, патогенних мікроорганізмів тощо. Кризовий стан водокористування, катастрофічний екологічний стан водних ресурсів посилюється наявністю в Україні виробництв з надзвичайно високою водоемністю, а також водоемних технологій, які потребують води у 2-6 разів більше, ніж технології розвинених країн Європи і Америки [4].

В сучасних умовах, окрім зазначених факторів, на стан поверхневих та підземних вод суттєво впливають бойові дії на території України. Так, постійні вибухи, пожежі, бомбардування, руйнування промислових об'єктів та обслуговуючих систем призводять до серйозних екологічних наслідків, що стосуються забруднення повітря, води, винищення лісів та унікальних екосистем. Збитки екосистемам, за попередніми оцінками Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, станом на початок червня вже перевищували 200 млрд грн. [8].

Ситуація з водними ресурсами під час воєнних дій в Україні є дуже складною. Аналіз інформаційних джерел дозволив виділити основні ризики та проблеми питного постачання в сучасних умовах:

1. Завдання шкоди водним ресурсам внаслідок руйнування очисних споруд, дамб та виведення з ладу обслуговуючих організацій, які забезпечували водопостачання та очищення стічних вод. Як наслідок – вода без очищення потрапляє у водойми, особливо в місцях активних бойових дій [9]. Крім того, постійні обстріли водонасосних станцій, водопроводів, каналізаційних та очисних споруд ускладнюють доступ людей до питної води.

2. Забруднення поверхневих та підземних вод внаслідок руйнування складів хімічних речовин, витоку нафтопродуктів. Існує значна загроза виникнення несанкціонованих звалищ відходів життєдіяльності у містах з пошкодженою комунальною інфраструктурою, розбитої техніки у регіонах активних бойових дій поблизу водойм та внаслідок стихійних поховань.

3. Загроза епідемій інфекційних захворювань та знищення водних екосистем внаслідок обміління, забруднення водних об'єктів та пошкодження гребель і дамб.

4. Пошкодження гідротехнічних споруд, що забезпечували регулювання стоку; погіршення якості води через змив забруднюючих речовин та зростання концентрації біогенних та органічних сполук у воді внаслідок затоплення значних територій [6].

5. Протизаконний забір дніпровської води із Каховського водосховища і постачання її в Крим із порушенням технологічних вимог. За приблизними оцінками Державної екологічної інспекції України, станом на березень 2022 року незаконний забір води оцінювався у 32 млн грн. щодня. Повністю оцінити втрати наразі неможливо [5].

6. Захоплення російськими військами об'єктів водопостачання та тимчасове відновлення подачі води до Криму можуть спричинити посилення водного дефіциту як на материковій частині, так і на півострові. Адже південні області є, з одного боку, найменш забезпеченими водними ресурсами, з іншого – й найбільшими їх споживачами [5].

7. Ускладнення моніторингу поверхневих вод, оперативного реагування та коригування в умовах воєнного стану, оскільки значна частина пунктів моніторингу опинилась на території, доступ до якої відсутній або ускладнений [6].

**Висновки.** Питання забезпечення населення питною водою належної якості та в достатніх об'ємах завжди було одним з пріоритетних для України. Наразі військові дії та їх наслідки призводять до погіршення ситуації з водними ресурсами, що пов'язано із впливом цілої низки чинників. Зокрема, мова йде про забруднення поверхневих та підземних вод, ускладнення доступу населення до води через руйнування об'єктів критичної інфраструктури, загроза поширення інфекційних захворювань тощо. Відповідно, сучасна ситуація потребує врахування на державному рівні всіх ризиків та загроз для водних ресурсів з метою подолання їх негативних наслідків в галузі водних ресурсів та водозабезпечення.

## Перелік джерел інформації

1. Schillinger J, Özerol G, Güven-Griemert S, Heldeweg M. Waterinwar: Understanding the impacts of armed conflict on water resources and their management. WIREs Water. 2020. URL: <https://doi.org/10.1002/wat2.1480>
2. WaterunderFire. URL: <https://www.unicef.org/media/51286/file>
3. World development report 2011: Conflict, security, and development. Washington, DC:WorldBank. URL:<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/4389>
4. Аналіз актуальних чинників погіршення якості питного водопостачання в контексті національної безпеки України. Аналітична записка URL:<http://www.niss.gov.ua/articles/1037>.
5. Війна і зміна клімату загрожують водній безпеці України. URL: <https://vn.mk.ua/vijna-i-zmina-klimatu-zagrozhuuyut-vodnij-bezpetsi-ukrayiny/>
6. Екологічний форум: вплив військових дій на навколишнє середовище.URL: <https://www.davr.gov.ua/news/ekologichnij-forum-vpliv-vijskovih-dij-na-navkolishnye-seredovitshe>
7. Загальні показники використання водних ресурсів України. URL: <https://data.gov.ua/dataset/2054e342-fd89-4419-b130-685a9d042990>.
8. Міндовкілля оцінює екологічні збитки від війни у 200 млрд грн. URL: <https://ua-energy.org/uk/posts/dovkillia-ukrainy-duzhe-poterpaie-vid-viiny>
9. Після війни стане коротшим життя. Еколог розповідає, як обстріли впливають на воду, повітря й ґрунти в Україні. URL:<https://nv.ua/ukr/ukraine/events/yak-viyna-vplivaye-na-vodu-povitrya-ta-zemlyu-ukrajini-ekspert-novini-ukrajini-50243604.html>
10. Про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2020 році:національна доповідь. URL: <https://mepr.gov.ua/news/35937.html>.
11. Про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні. Національні доповіді за 2015-2020 р. URL: <https://www.minregion.gov.ua/napryamki-diyalnosti/zkhk/teplo-vodopostachannya-ta-vodovidvedennya/natsionalna-dopovid/>.

## АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ ВОЄННОЇ НЕБЕЗПЕКИ

Віталій Безсонний<sup>1</sup>, Олег Третяков<sup>2</sup>, Олена Дашковська<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Харківський національний економічний університет імені С. Кузнеця,

Харків, Україна

<sup>2</sup>Національний авіаційний університет, Київ, Україна

<sup>3</sup>ДНУ "Інститут модернізації змісту освіти", Київ, Україна

**Вступ.** На сьогодні концепція оцінки ризиків розглядається в якості головного механізму прийняття управлінських рішень практично у всіх країнах світу як на державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого виробництва або іншого потенціального джерела забруднення довкілля. Оцінка ризику дає основу для порівняння, ранжування та визначення пріоритетів ризиків та оцінки впливу на довкілля як функції впливу стресу у басейні річки. Особливо актуальним є визначення ризику в умовах впливу на екологічні системи річкових басейнів факторів, які є наслідком бойових дій. Військові дії впливають на забруднення водних об'єктів сходу України. Загрозою для води є руйнування інфраструктури, пов'язаної водопостачанням і водовідведенням, хімічним забрудненням, відключенням електроенергії об'єктів, що скидають стічні води. Ці явища становлять небезпеку для екосистем в цілому.

**Матеріали і методи.** Оцінка екологічного ризику передбачає визначення ймовірності порушення благополуччя водної екосистем під дією антропогенних, природних та військових чинників. Саме тому при оцінюванні ризику погіршення стану поверхневих вод є важливим визначення екологічних нормативів. На першому етапі оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів визначається перелік забруднюючих речовин, які перевищують значення екологічного нормативу. Вважається, що саме ці речовини сприяють розвитку деградаційних процесів в водній екосистемі. На другому етапі визначається ризик у відношенні показників, що характеризуються ольфакторно-рефлекторним ефектом впливу (запах, присмак, колір) та іншим показникам, що формують якість води. На четвертому етапі визначається сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів. Теоретичною основою пошуку порогових концентрацій впливу на запах і смак води є психофізичний закон Вебера-Фехнера, згідно з яким інтенсивність відчуття пропорційна логарифму концентрації речовини.

Інтенсивність запаху та присмаку оцінюється за 5-ти бальною шкалою. Кожен бал цієї шкали характеризується і як величина ступені прояву запаху і присмаку, і як імовірність (ризик) виявлення споживачем. Перехід від одного бала до іншого, як правило, здійснюється при зміні концентрацій речовин, що визначають запах чи присмак, у 1,5 – 2,5 (в середньому 2 рази).

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$Prob = -3,33 + 0,067(C - \Phi_{он} + 20), \quad (1)$$

де  $\Phi_{он}$  – природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону, градуси забарвленості;  $C$  – забарвленість води, у градусах забарвленості;  $Prob$  – пов’язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу, та описується рівнянням

$$Risk = \left( \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \right) \times \int_{-\infty}^{Prob} e^{-\frac{t^2}{2}} dt, \quad (2)$$

де  $\pi=3,14$ ;  $e$  – основа натурального логарифма;  $t$  – довірчий коефіцієнт.

Для визначення ризику за водневим показником використовуються наступні рівняння

$$Prob = 4 - pH \text{ при } pH \leq 7, \quad Prob = -11 + pH \text{ при } pH > 7 \quad (3)$$

При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$Prob = -1 + 3,32 \cdot \lg(Bалу/2,5), \quad (3)$$

Ризик, пов’язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води, визначається на основі рівняння:

$$Prob = -2 + 3,32 \cdot \lg(C_i/C_{ен}), \quad (4)$$

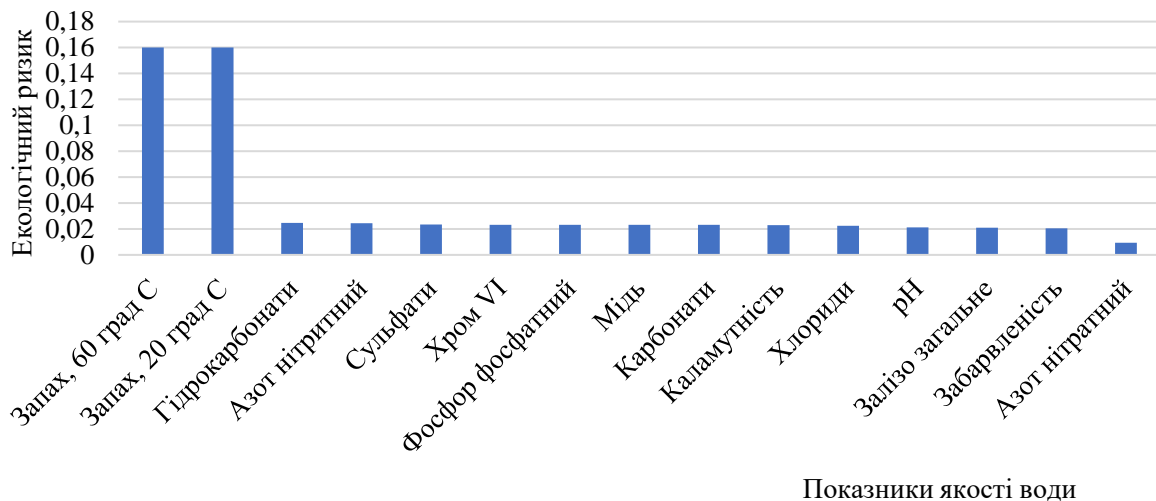
де  $C_i$  – концентрація  $i$ -ї речовини у водному об’єкті;  $C_{ен}$  – екологічний норматив для водних об’єктів.

**Результати.** Оцінимо величину збільшення ризику внаслідок руйнування очисних споруд комунального водоочисного-каналізаційного підприємства та тривалого попадання стічних вод у річку. Ми припускаємо, що в результаті аварійного впливу якість води у контрольному створі нижче за 500 м від місця скиду буде аналогічна за складом до стічних вод. Для цього є доцільним дослідити ризику у місці скиду стічних вод та на 500 м нижче місця скиду стічних вод (за нормальних умов існування очисних споруд). Як екологічний норматив приймемо якість води на 500 вище від місця скиду стічних вод. Визначення величини екологічного ризику дає можливість провести ранжування за окремими показниками метою ідентифікації пріоритетних забруднюючих речовин, які в першу чергу потребують впровадження заходів з відновлення стійкості водної екосистеми.

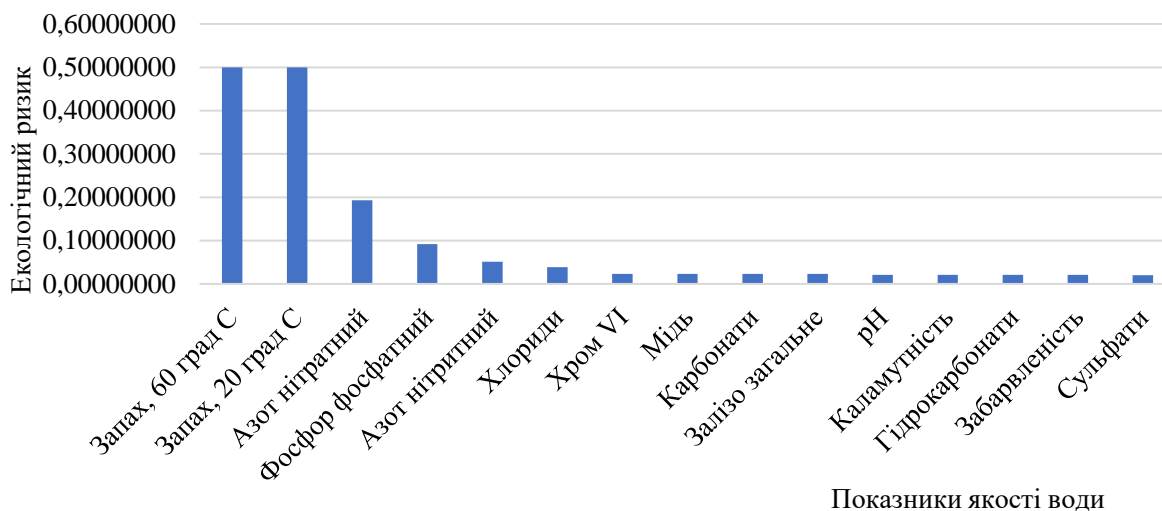
На рис. 1 та 2 представлено ранжування за результатами розрахунків (1) – (4) забруднюючих речовин ділянки річки Сіверський Донець для двох точок контролю – у місці скиду стічних вод Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства та за 500 м нижче місця скиду.

Результати ранжування забруднюючих речовин за величиною екологічного ризику показують, що в перелік пріоритетних речовин при штатному функціонуванні очисних споруд, крім органолептичних показників, входять гідрокарбонати, азот нітритний та сульфати.

Результати ранжування забруднюючих речовин у точці скиду стічних вод за величиною екологічного ризику показують, що в перелік пріоритетних речовин при аварійному впливі, крім органолептичних показників, на перший план виходить азотна група (значення на порядок вищі, ніж за нормальних умов).



**Рис. 1 Ранжування забруднюючих речовин за 500 м нижче скиду стічних вод**



**Рис. 2 Ранжування забруднюючих речовин у точці скиду стічних вод**

Підвищений вміст нітратів у воді небезпечний для здоров'я населення. Це пов'язано з роллю нітратів у синтезі нітрозамінів і нітрозамідів, як у навколишньому середовищі (у воді, водоймі, ґрунті, рослинах) так і в організмі людини (у травному каналі). Нітрозамідам і нітрозамінам властива мутагенна й канцерогенна дія. Тому підвищений вміст нітратів у воді сприяє підвищенню ризику щодо онкогенної захворюваності населення. Крім того, підвищений вміст азотних речовин спонукає процеси евтрофікації водойми.

**Висновки.** В результаті оцінки ризику результатів можливого впливу військових дій на об'єкт комунального господарства встановлено, що в перелік пріоритетних речовин при аварійному впливі, крім органолептичних показників, на перший план виходить азотна група (значення на порядок вищі, ніж за нормальних умов). Це може спричинити негативний вплив на здоров'я, спричиняючи мутагенну та канцерогенну дію, також прискорює евтрофікацію водного об'єкту.

## БАТАРСЬКА МЕЛІОРАТИВНА СИСТЕМА ЗАКАРПАТТЯ: ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН

Степан Чундак, Людмила Роман

*ДВНЗ «Ужгородський національний університет», Ужгород, Україна*

**Вступ.** Водні ресурси виступають невід’ємною природною складовою людського суспільства на будь-якому етапі його існування. Їх наявність та якість зазвичай визначають можливості освоєння території: проживання, зони відпочинку, розвиток промисловості чи сільськогосподарської діяльності.

Водночас, інтенсифікація процесу освоєння водно-ресурсного потенціалу країни може призвести до перевищення рівня самоочисної здатності поверхневих водойм та водотоків.

Батарська меліоративна система Закарпаття розподілена кордонами трьох європейських держав, її води впадають у річку міжнародного значення Тиса. Саме тому моніторинг екологічного стану даної водної системи області є актуальним завданням.

Метою роботи є оцінка екологічного стану водних об’єктів Батарської меліоративної системи за деякими хімічними показниками вод господарсько-побутового використання.

**Матеріали і методи.** Дослідженню підлягали три водні об’єкти Батарської меліоративної системи, що розташовані в межах Закарпатської області: №1 - створ Батар (вище села Новоселиця); №2 - створ Ставок у селі Гудя; №3 - створ Старий Батар (нижче села Пейтерфолово).

Проби води вказаних природних об’єктів відібрано посезонно впродовж 2020 та 2021 років. Вони підлягали аналізу наступних хімічних показників: розчинений кисень, лужність та кислотність середовища, завислі речовини, БСК<sub>5</sub>, ХСК, деякі катіони та аніони. Аналітичні дослідження хімічних показників якості води проведено у відповідності до наукових праць [1].

**Результати.** Варто зазначити, що водність річок батарського басейну характеризується значною нерівномірністю впродовж року. Основний стік припадає на зимовий та весняний періоди. У формуванні стоку виділено два максимуми: 1- талими водами; 2 – значною кількістю опадів у осінньо-зимовий період.

У процесі експериментальних досліджень виявлено, що основними джерелами забруднення поверхневих водних об’єктів Батарської меліоративної системи є житлово-комунальні стоки. Окремо можна виділити дифузні джерела забруднення, серед яких ключовими є планові рубки лісу державного підприємства «Виноградівське лісомисливське господарство», заготівля деревини з порушенням технологій та руйнування лісової підсилки.

Основна частина досліджень направлена на визначування показників самоочисної здатності водотоків, а саме БСК<sub>5</sub> та ХСК. Виявлено, що показник біохімічного споживання кисню впродовж 5 діб перевищує нормовану

величину для вод господарсько-побутового призначення на  $0,3-1 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  впродовж року (рис.1.).

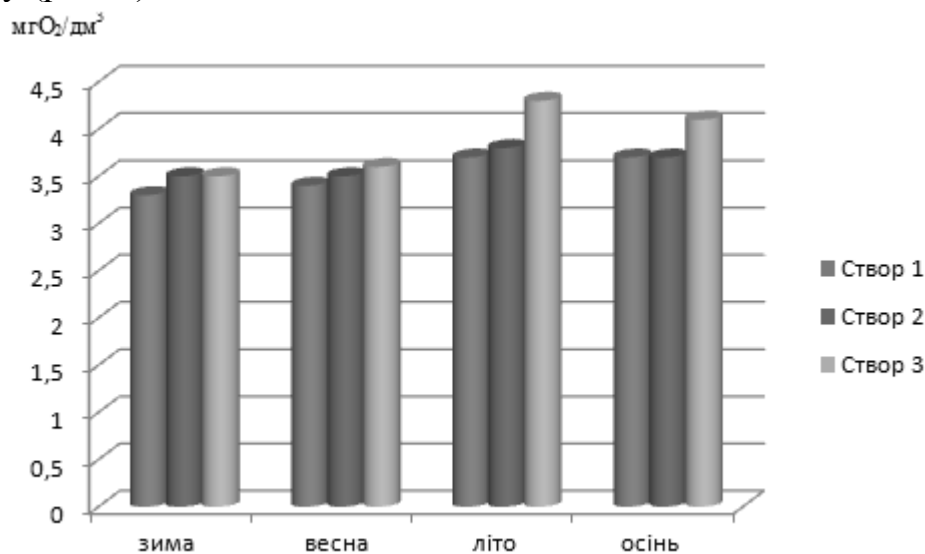


Рис. 1. Показники БСК<sub>5</sub> досліджуваних водних систем Батарської меліоративної системи за 2021 рік

Високі значення визначуваного параметру БСК<sub>5</sub>, як показано на рис.1., свідчить про не достатню самоочисну здатність водних об'єктів батарської меліоративної системи, а відповідно засвідчує наявність процесів накопичення поліютантів органічного походження.

Зауважимо, що інші визначувані гідрохімічні показники (ХСК, розчинений кисень, перманганатна окиснюваність) не перевищують нормованих значень і без суттєвих змін коливаються посезонно. Відповідно до цього можна зробити припущення про можливість природного самоочищення досліджуваних малих річок при негайних належних природоохоронних діях працівників Батарської меліоративної системи та жителів місцевості.

**Висновки.** Екологічний стан досліджуваних поверхневих водотоків, що входять до складу Батарської меліоративної системи Закарпаття за визначуваними хімічними показниками вод господарсько-побутового призначення можна вважати задовільним. Важливо відмітити, що незначне погіршення якості вод досліджуваної меліоративної системи обумовлене в першу чергу антропогенним фактором, зокрема недбаліми ставленнями місцевих жителів до об'єктів навколишнього середовища та застарілим технічним оснащенням.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. К.: Ніка-Центр, 2008. С. 656.



Таблиця 1 – Вміст  $\text{SO}_4^{2-}$ , ммоль/дм<sup>3</sup> по постах забору води річки Сейм

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2012	0,4035	0,5124	0,7891	0,4579
2013	0,5536	0,3995	0,4333	0,5057
2014	0,5023	0,5326	0,4320	0,5747
2015	0,4734	0,5862	0,5503	0,5505
2016	0,4393	0,4451	0,4771	0,5265
2017	0,4602	0,4284	0,3398	0,6317
2018	0,3120	0,2669	0,4698	0,4258
2019	0,3448	0,3203	0,3000	0,3464
2020	0,2810	0,3566	0,4078	0,4280

Відповідно до даних таблиці на посту 1 вміст сульфатів у 2020 році зменшився на 43,6% у порівнянні з 2012 роком. На посту 2 вміст  $\text{SO}_4^{2-}$  у 2020 році зменшився на 43,7%. На посту 3 вміст  $\text{SO}_4^{2-}$  у 2020 році зменшився на 93,5%. На посту 4 вміст сульфатів у 2020 році зменшився на 6,97%. Зменшення вмісту сульфатів у річці Сейм на постах спостереження може бути пов'язане з тим, що зменшується кількість населення у населених пунктах з кожним роком. Згідно з даними Державної служби статистики України кількість населення у Путивльському районі у 2020 році кількість населення зменшилась на 12% у порівнянні з 2012 роком, у Кролевецькому районі у 2012 році кількість населення була на 10,5% більша, ніж у 2020 році, у Конотопському районі кількість населення у 2020 році зменшилась на 17,5 % порівняно з 2012 роком, а у Бахмацькому районі кількість населення з 2012 року до 2020 року зменшилась на 11,8 %. Таким чином, зменшується кількість скиду забруднених стічних вод, які містять у своєму складі сульфати. Також ліві та праві притоки річки Сейм привносять у річку додаткову кількість води тим самим розбавляють її, що сприяє зменшенню вмісту забруднюючих речовин.

На основі даних таблиці 1 було побудовано графік для більш наглядного відображення зміни вмісту показників для 2018 року.

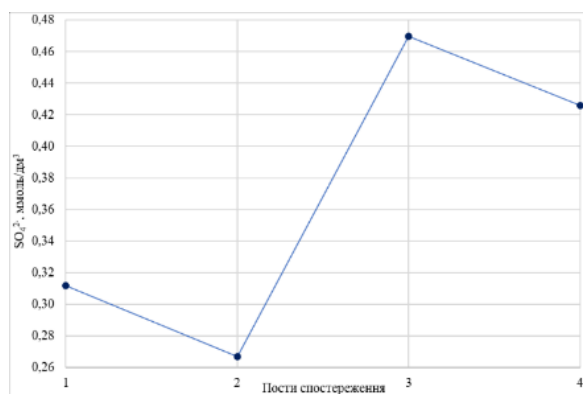


Рисунок 2. Загальний вміст сульфатів-іонів по постах заборів води річки Сейм за 2018 рік

На рисунку 2 від поста 2 до поста 3 спостерігається збільшення вмісту сульфатів, між постами 1-2 та 3-4 – незначне зменшення концентрації. Можна припустити, що причиною даного явища є скидання неочищених чи недостатньо очищених стічних вод підприємств, наприклад ДП «Попівський експериментальний завод» (виробництво мила та миючих засобів, засобів для чищення та полірування, виробництво хімічних продуктів), розташоване у селі Попівка Конотопського району Сумської обл., приватного сільськогосподарського підприємства «АГРОФІРМА «ЛУЧ» (вирощування зернових та технічних культур), розташованого у с. Скуносове Путивльського району Сумської обл. Потрапляння сульфатів у поверхневі водні об'єкти також зумовлене процесами житлово-комунального господарства населених пунктів. Використання сульфату калію із азотними і фосфатними добривами позитивно впливає на врожайність льону, картоплі, буряку.

На сьогодні в Україні відсутні нормативи для вмісту фосфатів у побутових миючих засобах, проте встановлені нормативи вмісту фосфатів у стічних водах, які приймаються до систем централізованого водовідведення [4].

**Висновки.** Отримані результати можливо застосувати у якості вихідних даних у подальших дослідженнях для застосуванням басейнового принципу управління водними ресурсами. Також визначено, що для реалізації басейнового управління, доцільно встановити додаткові пункти спостереження між постами № 2 і № 3 річки Сейм для більш детального представлення екологічного стану поверхневого водного об'єкту.

#### **Перелік джерел інформації.**

1. Пономаренко Р.В. Дослідження зміни якісного стану поверхневого водного об'єкта в умовах техногенного навантаження / Р.В. Пономаренко, Л. Д. Пляцук, П. А. Ковальов, Й. Затько // Техногенно-екологічна безпека. Х.: НУЦЗУ, 2020. № 8(2/2020). С. 48 – 54. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4300769>.

2. Пономаренко Р.В. Науково-теоретичні основи зниження техногенного навантаження на системи водопостачання регіону з урахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами: монографія / Р.В. Пономаренко. Харків: Планета-Прінт, 2020. 112 с.

3. Probability maps of anthropogenic impacts affecting ecological status in European rivers / Olga Vigiak, Angel Udias, Alberto Pistocchi, Michela Zanni etc // Ecological Indicators, Volume 126, July 2021, 107684. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107684>.

4. Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення. Затв. Наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 № 316. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0056-18#Text>.

УДК 628.113

**ВПЛИВ ПРОМИСЛОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ  
НА СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МІСТА СУМИ**

**Віктор Максін<sup>1</sup>, Руслан Лаврик<sup>1</sup>, Ольга Петренко<sup>2</sup>, Тетяна Герасимець<sup>2</sup>,  
Олександр Заславський<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>*Національний Університет біоресурсів і природокористування України,  
Київ, Україна*

<sup>2</sup>*Національний університет ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна*

<sup>3</sup>*Інститут «Ресурс» Держагенства Резерв, Київ, Україна*

Основним джерелом водопостачання Сумської області є підземні води Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну та поверхневі води басейну Дніпро, в межах басейнів чотирьох приток: Десни, Сули, Псла, Ворскли. За своїм режимом річки області відносяться до рівнинних, переважно снігового живлення, яке складає 50-65 % річкового стоку. Помітну роль у їх живленні відіграють також ґрунтові води та дощові води літньо-осіннього періоду. Найбільшими споживачами води в області є підприємства житлово-комунального господарства (41,19 %), промисловості (13,81 %) та сільського господарства, у т. ч. ставково-рибне господарство (39,72%). У промисловості найбільш водоемкими є такі галузі: хімічна – 58,12%; енергетика – 19,39 %; машинобудівна – 13,58 %; харчова – 7,41 %. Оцінка стану довкілля в Сумській області свідчить, що практично немає природних компонентів екосистеми, які б не зазнавали постійного негативного антропогенного впливу [1, 2].

Тому було важливим провести дослідження впливу промислової діяльності на стан навколишнього природного середовища м. Суми в період 2017-2019 р.р., а саме спочатку на водних об'єктах міста Суми: вода озера Чеха, вода озера Олдиш, вода з річки Сумка.

При відборі представницьких проб води для хімічного аналізу використовували пластикову тару об'ємом 2 літри. Проби відбирали на відстані 7 м від берега на глибині 50 см у відповідності до діючих вимог. Детальний кількісний аналіз усіх проб води на іони ряду мікроелементів (В, Al, Li, Hf, Cu, Cd, Ba, Mn, Mo, Cr, As, Sb, Bi, Fe, Ag, Be, Ga, In, Nb, Se, Si, Sn, Ta, V, Zr, Co, Ni, Pb, Sr, W, Zn, Ti) та основних іонних складових (Na, K, Ca, Mg, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) був здійснений атомно-емісійним методом з індукційною плазмою на ІСР-спектрометрі ІСАР 6500 DUO. Одержані дані хімічного складу води були порівняні з даними Відомчого нормативного документу ДСанПіН № 136/1940.

Зразки проб води – це вода з озера Чеха, розташованого у середині житлового масиву. Навколо озера парк – місце відпочинку жителів міста. Поруч знаходиться траса Суми – Харків. Зразки проб води з озера Олдиш, що знаходиться поблизу підприємства ПАТ «Сумхімпром», з якого можливі скиди забруднених вод у даний водний об'єкт. Третя група зразки проб води – це вода з невеличкої річки Сумка, вона проходить через все місто. Має безліч джерел забруднення: зони відпочинку, житлові будинки, каналізаційні стоки під час аварій, відходи виробництв тощо.

Тому дослідити екологічний стан цих водних об'єктів за даними фізико-хімічного аналізу є досить актуальним завданням.

Порівнюючи результати аналізу вказаних зразків проб води з даними нормативних документів встановлено перевищення ГДК йонів Аргентуму, Арсену, Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Селену, Силіцію та Вольфраму. Слід відмітити, що зразок з річки Сумки є найбільш забрудненим. Забруднення можуть бути обумовлені каналізаційними стічними водами, побутовими відходами. Крім того, на стан води може проявлятися вплив викидів металургійного підприємства ПАТ «Сумське машинобудівне науково-виробниче об'єднання ім. М. В. Фрунзе», але, оскільки, поруч не розташоване жодне із підприємств міста, то, вказати конкретні забруднення досить складно.

За результатами дослідження осінніх зразків води 2017-2019 року виявлено, що зразки води озера Чеха та річки Сумки є більш забрудненими. Відбувається перевищення ГДК по іонах Аргентуму, Арсену, Барію, Бісмуту, Кобальту, Феруму, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Плюмбуму, Селену, Титану, Вольфраму та Цинку. Осінні зразки є більш забрудненими, ніж весняні, оскільки навесні деякі елементи потрібні для росту і розвитку водних живих організмів, восени такої потреби немає.

З наведених даних за весну 2017-2019 років спостерігається перевищення ГДК певних іонів; Аргентуму, Арсену, Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Плюмбуму, Селену, Силіцію та Вольфраму. Найбільш забруднений води річка Сумка. Склад елементів у зразках за весну 2019 року, які перевищують ГДК, практично не змінюється у порівнянні зі зразками за весну 2017-2018 р.р. Можемо зробити висновок про періодичне зростання та зниження концентрацій певних елементів. Антропогенний вплив є невеликим та піддається знешкодженню.

Порівнюючи результати аналізів проб води протягом всього періоду досліджень можна відмітити, що у воді озера Чеха спостерігається тенденція зменшення концентрації елементів-забрудників восени, але це стосується не всіх йонів. Деякі концентрації певних елементів зростають восени, за рахунок відсутності потреби живим організмам для розвитку, які знаходяться у водоймі. Перевищення за період дослідження спостерігалось для Аргентуму, Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Селену, Вольфраму. Ці перевищення були виявлені за рахунок стічних стоків як промислових металургійних, так і побутових. Також поблизу знаходиться траса на м. Харків, тому наявне перевищення Вольфраму, який входить до складу нафтопродуктів. Восени було перевищено ГДК Феруму, Плюмбуму, Титану, Цинку. Іони Феруму відіграють надзвичайно важливу роль у життєдіяльності водних організмів та значною мірою засвоюється ними, чим пояснюємо зниження його концентрації у воді протягом періоду вегетації та зростання восени. Також перевищення цих елементів забезпечують відходи та стоки промислових виробництв

У пробах води озера Олдиш – спостерігається зростання концентрацій елементів навесні. За три періоди перевищення виявлено для Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Селену. Це пов'язано природними джерелами та промисловими стічними водами, бо поруч знаходиться підприємство, яке

займається виробництвом мінеральних добрив та сульфатної кислоти. Восени перевищення Аргентуму, Кобальту, Феруму, Плюмбуму, Титану є наслідком відходів, стічних вод промислових об'єктів та продуктів палива, відсутності вегетаційного періоду живого світу водного об'єкту.

Обробка отриманих даних дозволило зробити основні висновки, наведені нижче.

За результатами атомно-емісійного аналізу проб води, відібраних в озері Чеха встановлено перевищення ГДК йонів Аргентуму, Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Селену, Вольфраму.

За результатами атомно-емісійного аналізу проб води, відібраних в озері Олдиш, встановлено перевищення ГДК йонів Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору, Селену.

За результатами атомно-емісійного аналізу проб води, відібраних в річці Сумка встановлено перевищення ГДК йонів Арсену, Барію, Літію, Мангану, Нікелю, Фосфору.

За результатами атомно-емісійного аналізу проб води, відібраних на трьох об'єктах дослідження у осінній період зафіксовано зменшення концентрацій йонів Арсену, Літію, Фосфору, Селену, Вольфраму.

Таким чином, проведене дослідження за період 2017-2018 р.р. дозволило зробити попередні висновки щодо екологічного стану водних об'єктів міста Суми для проведення його оцінки та отримання нових даних з залученням для обговорення даних по забрудненню прилеглих ґрунтів токсичними елементами та його впливу на природні водойми.

### **Перелік джерел інформації**

1. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2015 році» \ Департамент екології, природних ресурсів та паливно-енергетичного комплексу, м. Суми, 2016. – 235 с.

2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2016 році» \ Департамент екології, природних ресурсів та паливно-енергетичного комплексу, м. Суми, 2017. – 234 с.

**РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ОЗЕРА ГЛИБОКЕ  
ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

**Максим Гречанюк<sup>1</sup>, Олена Кашпарова<sup>1,2</sup>, Поліна Павленко<sup>1</sup>,  
Святослав Левчук<sup>1</sup>, Віктор Максін<sup>1,3</sup>, Валерій Кашпаров<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>*Національний університет біоресурсів і природокористування України,  
Київ, Україна*

<sup>2</sup>*Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norwegian University of Life  
Sciences, P.O. Box 5003, N-1432, Ås, Норвегія*

<sup>3</sup>*Інститут «Ресурс» Держагенства Резерв, Київ, Україна*

Після аварії на Чорнобильській та Фукусімській АЕС в радіоактивно забруднених водоймах питома активність радіонуклідів в рибі сягала сотень кБк·кг<sup>-1</sup>. З плином часу, по мірі покращення радіологічного становища, відбувалось зменшення радіоактивного забруднення риби, але і зараз спостерігаються випадки перевищення допустимих рівнів вмісту в ній радіонуклідів для продуктів харчування.

Відомо, що допустимі концентрації <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs у питній воді згідно НРБУ-97 для населення становлять 10 Бк·л<sup>-1</sup> і 100 Бк·л<sup>-1</sup>, відповідно. В той же час, допустимим рівням вмісту <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs у питній воді в ДР-2006 не виправдано занижені і становлять 2 Бк·л<sup>-1</sup>. При таких рівнях радіоактивного забруднення водойм питома активність <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs в рибі може в тисячі, а то і у десятки тисяч разів перевищувати допустимі рівні вмісту в свіжій та мороженій рибі в Україні, 35 Бк кг<sup>-1</sup> і 150 Бк кг<sup>-1</sup>, відповідно.

При фонових рівнях вмісту <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs у воді для вимірювання їх активності необхідно відбирати більшу кількість води з подальшим концентруванням. У зв'язку з цим, риба є хорошим біоіндикатором радіоактивного забруднення водойм для радіаційного захисту людини. Також МКРЗ рекомендує використовувати рибу в якості одного з референтних організмів для оцінок впливу іонізуючого випромінення на біоту з метою радіаційного захисту довкілля.

Озеро Глибоке є однією з найбільш радіоактивно забруднених водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) і унікальним полігоном для проведення радіологічних досліджень у прісноводному середовищі в природних умовах. Питома активність <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr в рибі зараз досягає десятків кБк кг<sup>-1</sup> при вмісті у воді оз. Глибоке цих радіонуклідів на рівні 3-5 Бк л<sup>-1</sup> і 50 - 100 Бк л<sup>-1</sup>, відповідно [7-11]. При цьому активність <sup>137</sup>Cs складає 55–67% в м'язовій тканині риби, а в кістковій тканині і лусці – до 91–97% активності <sup>90</sup>Sr [5, 6].

Метою даної роботи було визначення в реальному часі вміст <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs в різних видах риби в одній з найбільш радіоактивно забруднених водойм Чорнобильської зони відчуження – оз. Глибоке.

Як об'єкти дослідження були обрані хижі риби - щука звичайна (*Esox lucius* L.) і окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.). З «мирних» різновидів риби вивчали представників фітофагів – краснопірка звичайна (*Scardinius*

*erythrophthalmus* L.) та бентофагів – карась сріблястий (*Carassius gibelio* Bloch) і лин (*Tinca tinca* L.).

Вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб проводили в пластикових ємностях об'ємом  $5\text{ см}^3$  і  $10\text{ см}^3$  на  $\gamma$ -спектрометричному комплексі з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) і детектором з високочистого германію GEM- 30185 фірми «EG&GORTEC» (США) з енергетичним розрізненням  $1,78\text{ кеВ}$  по лінії  $^{60}\text{Co}$   $1,33\text{ МеВ}$  в низькофоновому пасивному захисті. Мінімумально детектована активність  $^{137}\text{Cs}$  складала  $0,1\text{ Бк}$ . Для вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у відібраних зразках тканин риби використовували калібрувальні еталонні джерела з відомою активністю при такій самій геометрії. Активність  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині риб вимірювали після їх озолення в муфельній печі при температурі  $550^\circ\text{C}$  прямим методом на бета-спектрометрі СЕБ-01-70 (АКП, Україна). Визначення вмісту стабільних елементів у воді проводилося після її фільтрації через фільтр  $0,45\text{ мкм}$  за допомогою мас-спектрометра ICP-MS (Agilent 8800, США).

Результати дослідження та їх обговорення. Протягом останніх 5 років питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді слабо змінювалася і становила близько  $100 \pm 10\text{ Бк л}^{-1}$  і  $4 \pm 1\text{ Бк л}^{-1}$ , відповідно.

Активність трансуранових елементів в органах риб була значно нижче, в порівнянні з  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Питома активність альфа ( $^{238-240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ ) і бета ( $^{241}\text{Pu}$ ) випромінюючих ізотопів в кістковій тканині риб не перевищувала  $3\text{--}5\text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  і  $50\text{--}70\text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , відповідно.

Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в печінці риб була на рівні з активністю у м'язовій тканині, в той час як  $^{238-240}\text{Pu}$  (до  $30\text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) і  $^{241}\text{Am}$  (до  $50\text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) на порядок більше.

Отримані результати показали, що найбільша питома активність  $^{137}\text{Cs}$  спостерігалась в м'язовій тканині щуки (до  $37,4 \pm 3,7\text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) в 2016 році, а найбільша питома активність  $^{90}\text{Sr}$  спостерігалися в кістковій тканині краснопірок (до  $118 \pm 15\text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) в 2017 році.

Середнє співвідношення між питоною активністю  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , в тілі прісноводних риб, та питоюї активності цих радіонуклідів в м'язовій та кістковій тканині складають  $0,14$  і  $1,1$ , відповідно. З даної інформації бачимо, що вміст радіонуклідів в рибі оз. Глибоке в сотні разів перевищує допустимі рівні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в свіжій та мороженій рибі в Україні (ДР-2006).

На підставі отриманих експериментальних даних проведено розрахунок потужності максимальних поглинутих доз внутрішнього опромінення риб в оз. Глибоке.

Таблиця – Оцінки максимальних внутрішніх доз опромінення риби в оз. Глибоке

Радіонуклід	Максимальна питома активність, кБк/кг (WM)			Внутрішня доза DC, (мкГр·год <sup>-1</sup> )/ (Бк·кг <sup>-1</sup> )	Потужність поглинутої дози, мкГр·год <sup>-1</sup>		
	М'язи	Кістки	Печінка		М'язи	Кістки	Печінка
<sup>90</sup> Sr	0.5	120	0.5	6.2E-04	0.3	74.4	0.3
<sup>137</sup> Cs	40	15	40	1.8E-04	7.2	2.7	7.2
<sup>238-240</sup> Pu	0.003	0.004	0.03	3.1E-03	0.01	0.01	0.09
<sup>241</sup> Pu	0.05	0.06	0.5	5.7E-06	0.0003	0.0003	0.003
<sup>241</sup> Am	0.005	0.005	0.05	3.2E-03	0.02	0.02	0.16
Всього					7.5	77.1	7.8

**Висновки.** В результаті проведених експериментальних досліджень в одній з найбільш радіоактивно забруднених водойм ЧЗВ оз. Глибоке протягом 2016–2021 рр. було отримано значення питомої активності <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs в різних видах риби. Аналіз результатів показав, що найбільша питома активність <sup>137</sup>Cs спостерігалась в м'язовій тканині щуки (до 37±4 кБк·кг<sup>-1</sup>) в 2016 році, а найбільша питома активність <sup>90</sup>Sr спостерігалась в кістковій тканині краснопірок (до 118±15 кБк·кг<sup>-1</sup>) в 2017 році. Вміст радіонуклідів в рибі оз. Глибоке в сотні разів перевищує допустимі рівні вмісту <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs в свіжій та мороженій рибі в Україні (ДР-2006), що узгоджується з літературними даними.

Для «мирних» риби - карася сріблястого, линя та краснопірки, на відміну від хижих риби – щуки і окуня, не спостерігалось достовірної кореляції між питомою активністю <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr в м'язовій та кістковій тканинах риби і їх масою – «розмірний» ефект.

Період напівзменшення вмісту <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині краснопірок в 2016–2021 роках в оз. Глибоке склав 2.7 роки, що тільки через 20–30 років призведе до зменшення вмісту радіоцезію в рибі до рівня гігієнічних нормативів (150 Бк кг<sup>-1</sup>). Застосування контрзаходів може дозволити суттєво зменшити рівні радіоактивного забруднення <sup>137</sup>Cs риби.

Оцінки максимальних поглинутих доз внутрішнього опромінення риби в оз. Глибоке (<2 мГр · доба<sup>-1</sup>) показали, що вони не перевищують рекомендовані міжнародними організаціями допустимі дози, що забезпечують захист більш 95% всіх видів риби (10 мГр · доба<sup>-1</sup>).

Таким чином, внутрішні дози опромінення риби, обумовлені рівнем їх радіоактивного забруднення, не перевищують допустимих рівнів, що рекомендовані міжнародними організаціями для радіаційного захисту навколишнього середовища

## РОЛЬ СТИЧНИХ ВОД МІСТА БІЛА ЦЕРКВА У ЗАБРУДНЕННІ РІЧКИ РОСЬ

Влас Березовий, Ганна Березова

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Розглянуто конкретний випадок забруднення річки Рось, результати дослідження проб води, пошук джерела та причин забруднення. Річка Рось протікає у межах Вінницької, Київської та Черкаської областей України. Річковий басейн частково також охоплює Житомирську область. Рось є джерелом водопостачання, відпочинку та туризму міст Біла Церква, Богуслав, Миронівка, Корсунь-Шевченківський та Умань. Основними екологічними проблемами басейну Росі є надмірне зарегулювання стоку, забруднення стічними водами, розораність берегів, інтродукція нових видів [1, 2].

**Матеріали і методи.** 06.06.2022р. мешканці села Острів Рокитнянського Київської області виявили значне забруднення річки Рось, що було видно неозброєним оком та супроводжувалось масовим мором риби. Наступного ж дня даний факт було зафіксовано Київським рибоохоронним патрулем (Рис.1), а Миронівською філією ДУ «Київський ОЦКПХ МОЗ» відібрано проби річкової води для санітарно-мікробіологічного дослідження на індекс лактозопозитивних кишкових паличок (ЛКП). У зв'язку із цим 12.07.2022р. рішенням Рокитнянської селищної ради в річці Рось було на невизначений термін заборонено купання, вилов риби та водопій худоби.

**Результати.** В таблиці 1 представлено результати санітарно-мікробіологічного дослідження води з річки Рось Миронівською філією ДУ «Київський ОЦКПХ МОЗ» за 07.06.2022р.

Таблиця 1 – Результати санітарно-мікробіологічного дослідження води з річки Рось

Місце відбору зразка	Індекс ЛКП (норма <5000)
Вище місця спуску КОС на 500м	2300
Місце спуску КОС	24000
Нижче місця спуску КОС на 500м	70000

Згідно висновків іхтіопатологічної лабораторії Держрибагентства щодо гідрохімічного дослідження проб води із р. Рось, яка розташована в с. Острів Білоцерківського району Київської області [3], водневий показник (рН) дещо нижче норми у більшості проб води нижче труби КОС, загальна твердість - вище норми у всіх пробах. Враховуючи низький вміст розчиненого кисню у двох пробах води, відкриті зяброві та ротові порожнини у трупів риби – можна зробити припущення, що загибель спричинена зменшенням вмісту розчиненого

кисню у воді. Крім того, враховуючи факт, що в першу чергу у водоймі гинули хижаки (щука, сом, судак), риби – бентофаги (карась сріблястий) – не виключено, що загибелі сприяв кумулятивний токсикоз (згідно з «Диференційної діагностики основних причин загибелі риби» за Л. П. Брагінським, О. М. Давидовим, 1996).

Виїзною комісією у складі представників органів місцевого самоврядування, громадськості та Державної екологічної інспекції було встановлено, що видиме забруднення річки починається у селі Бірюки в місті спуску в річку стічних вод із каналізаційних очисних споруд (КОС) «Білоцерківводоканал» (Рис.2), та простягається вниз за течією на відстань близько 14км. На даному відрізку спостерігається погіршення кольору, прозорості та запаху води, зникле латаття, лілії та жовті глечики, дно річки вкрите товстим шаром мулу та осаду, накопичення якого може свідчити про непоодинокі, а про систематичне забруднення протягом певного часу.



Рис.1. Мор риби, село Острів



Рис.2. Труба скиду стічних вод КОС міста Біла Церква

Починаючи з 2012 року комунальне підприємство «Білоцерківводоканал» разом із КОС перебуває у концесії ТОВ «Білоцерківвода». За фактом даного забруднення річки було відкрито кримінальне провадження. За попередніми даними, які хоч і потребують уточнення, проте підтверджуються мешканцями ближніх сіл, на КОС не працює одна з ланок очистки стічних вод.

**Висновки.** Згубний вплив стічних вод КОС міста Біла Церква на екологічний стан річки Рось є очевидним. Передача комунального підприємства «Білоцерківводоканал» разом із КОС в управління приватної фірми не вирішило проблеми якості очистки стічних вод. Задача приведення процесу очистки стічних вод на даних КОС є чи не найбільш пріоритетною з точки зору покращення екологічного стану річки Рось.

### **Перелік джерел інформації.**

1. Педченко Г.А. Все про річку Рось і Надросья. Корсунь-Шевченківський : Смілянське КВПШ “Тясмин”, 2006. 218с.
2. Педченко Г.А. Проблеми річки Рось та хто і як її рятує. Корсунь-Шевченківський : ЮОП І.С. Майдаченко, 2012. 308с.
3. [https://kv.darg.gov.ua/rezultati\\_doslidzhennja\\_prob\\_0\\_0\\_0\\_2875\\_1.html?fbclid=IwAR0ISSiczpsiz-oBzCQeXv4pQ-o4LtX\\_YTkegX78gfRysechaubY9zohQRo](https://kv.darg.gov.ua/rezultati_doslidzhennja_prob_0_0_0_2875_1.html?fbclid=IwAR0ISSiczpsiz-oBzCQeXv4pQ-o4LtX_YTkegX78gfRysechaubY9zohQRo)

## СУЧАСНІ АЛЬТЕРНАТИВНІ МЕТОДИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ

Інна Бондарчук, Ірина Горащенко, Ірина Олійник

*Відокремлений структурний підрозділ «Київський фаховий коледж міського господарства Таврійського національного університету імені В.І.*

*Вернадського», Київ, Україна*

**Вступ.** Життя людини неможливе без води, разом з тим необхідно забезпечити відповідну якість води. В першу чергу це стосується якості за санітарно-гігієнічними показниками, відхилення від яких спричиняє інфекційні захворювання та кишкові хвороби. Крім того, не можна нехтувати і санітарно-хімічними показниками, що теж можуть мати негативний вплив на здоров'я людини. Існують різні методи знезараження води, однак багато з них мають значні недоліки.

Наприклад, застосування хлору, гіпохлориту натрія, хлораміну супроводжується утворенням токсичних і канцерогенних побічних продуктів; озонування потребує надзвичайно високих капіталовкладень і супроводжується утворенням мутагенних і токсичних продуктів; ультрафіолет не дієвий проти певних вірусів. Крім того, озонування, ультрафіолет та ультразвук не забезпечують ефекту післядії, що може призвести до повторного забруднення під час подачі води до споживача; срібло може накопичуватись в організмі людини і повільно виводиться та може провокувати деякі патології. Тому в країнах світу впроваджують альтернативні методи знезараження води - використання діоксиду хлору або суміші оксидантів [3]. У цьому контексті діоксид хлору (або суміш оксидантів) є досить вдалою моделлю, що зумовлено високою ефективністю як окислювача та дезінфектанта [1].

**Матеріали і методи.** Змішані оксиданти одержують методом електролізу розчину кухонної солі. Застосування безпечних сировинних ресурсів (вода, сіль, електроенергія) усуває необхідність зберігати небезпечні хімікати - рідкий хлор або гіпохлорит натрію, які не вимагають облаштування спеціальних зон безпеки і у випадку витоків можуть стати причиною екологічної катастрофи [2]. Виробництво змішаних оксидантів в обсягах, необхідних для використання, не вимагає транспортування небезпечних речовин, що веде до скорочення як транспортних витрат, так і витрат на забезпечення безпечності перевезення вантажів [4]. Змішані оксиданти ефективно видаляють і надалі не дають утворюватися біобростанню у резервуарах зберігання води та в трубопроводах. Біобростання поглинають залишковий хлор у воді, надають воді неприємний смак, що змушує збільшувати первісне дозування хлору для досягнення його необхідної концентрації на кінцевій точці споживання та спричиняє утворення небезпечних канцерогенних сполук. Видалення біобростань за допомогою змішаних оксидантів дозволяє суттєво знизити об'єм дозування хлору, що гарантує поліпшення органолептичних показників води й значно знижує утворення побічних продуктів дезінфекції [4].

Суміш оксидантів має сильніші дезінфікуючі характеристики, ніж гіпохлорит або рідкий хлор. Порівняно зі звичайним хлором змішані оксиданти в такій же кількості й за такий же час забезпечують більш ретельне й швидке усунення максимальної кількості мікроорганізмів та мають кращі смакові характеристики й запах. При дозуванні однакової кількості активного хлору залишковий хлор після змішаних оксидантів значно вище, ніж після рідкого хлору. Рівень залишкового хлору при застосуванні змішаних оксидантів зберігається по всій довжині водопроводу протягом тривалого періоду часу. Цей ефект тісно пов'язаний з видаленням біоплівки, яка споживає залишковий дезінфектант у системі водопостачання, що суттєво скорочує окисні потреби [4]. Мала концентрація хлору в розчині змішаних оксидантів запобігає корозії труб водопостачання, що дозволяє значно збільшити термін їхньої експлуатації.

Отже, застосування змішаних оксидантів зменшує і утворення тригалогенметанів і галогеноцтових кислот:

- більш сильна дезінфікуюча дія змішаних оксидантів забезпечує видалення біоплівки із системи водопостачання й скорочення рівня органічних речовин і, як результат, зменшення окисності води;

- завдяки зниженій окисності води підприємства скорочують дозування хлору і гарантують відповідний до норм рівень залишкового хлору;

- застосування змішаних оксидантів на етапі водопідготовки, зокрема попереднього очищення, за певних умов забезпечує ефект мікрофлокуляції, під час якого органічні речовини видаляються з води, що надалі скорочує кількість тригалогенметанів.

Також розчин оксидантів, на відміну від традиційної хлорної води, ефективно видаляє біоплівки з внутрішньої поверхні водопроводів, що зменшує швидкість корозії труб, надає воді відмінні органолептичні властивості.

Генератори для одержання змішаних оксидантів успішно експлуатуються в містах України (Івано-Франківськ, Хуст, Яремче, Трускавець, Київ тощо).

Сучасні установки працюють на станціях очищення питної води, стічних вод, води плавальних басейнів у США, Німеччині, Україні, Грузії, Туреччині, Еквадорі, Іспанії.

Способами, що істотно знижують або практично повністю виключають утворення тригалометанів (ТГМ), є видалення з води речовин-попередників тригалогенметанів на стадіях підготовки води до хлорування, а також використання окиснювачів. Наприклад, механізм взаємодії діоксиду хлору з гуміновими і фульвокислотами принципово відрізняється від механізму взаємодії хлору з цими сполуками. За своєю дезінфікуючою дією діоксид хлору в чотири рази перевершує дію хлору і практично не має супутніх йому негативних наслідків завдяки особливому механізму хімічної дії на забруднюючі речовини і мікроорганізми.

Діоксид хлору має переваги:

- не утворюються тригалогенометани (ТГМ) і хлорфеноли;
- практично не утворюються органічні галогени, що не видаляються;
- не відбувається реакція з аміаком та іншими сполуками азоту;
- сильна дезінфікуюча дія практично не залежить від значень рН води;

- сильна дія на спори, віруси і водорості;
- не вносить негативних змін до запаху, смаку і кольору води;
- окислює органічні сполуки заліза і марганцю;
- покращує флокуляцію необробленої сирової води;
- незалежність окислювально-відновлювального потенціалу від рН і присутності у воді аміаку і інших сполук азоту;
- знижує жорсткість води.

Одна із перших систем водозабезпечення, в якій успішно використовували діоксид хлору, була введена в експлуатацію в США в 1944 році. В Україні з 1995 року змонтовані і знаходяться в експлуатації діоксидні установки для знезараження питної води в містах Іллічівськ, Південний, в Одеській обл., на промислових підприємствах: ПрАТ «Оболонь», молочний комбінат в м. Миколаїв, Миронівський комбінат хлібопродуктів тощо.

**Результати.** Світовий досвід застосування діоксиду хлору не обмежується тільки “питною” темою. Особливо це стосується також таких важливих напрямків впровадження, як: знезараження стічних вод, зокрема тих, що відводяться від таких локальних об’єктів, як інфекційні лікарні; дезінфекція резервуарів та трубопроводів різної конфігурації та призначення; в харчовій промисловості (миття та транспортування фруктів та овочів, тощо); знезараження води плавальних басейнів.

**Висновки.** Отже, такі альтернативні методи знезараження питної води, як застосування діоксиду хлору або суміші оксидантів можна безпечно використовувати у практиці водопідготовки. Основними їх перевагами є набагато менша кількість утворення або відсутність токсичних і канцерогенних побічних продуктів (тригалогенметанів та галогеноцтових кислот), боротьба з біоплівками, сильніші дезінфікуючі характеристики та доступність і безпека необхідних компонентів – сіль та електроенергія (для отримання суміші оксидантів) або хлорит натрія та хлоридна кислота (для отримання діоксиду хлору).

#### **Перелік джерел інформації:**

1. Крамаренко Л.В. Спецкурс з очистки природних вод. – Харків: ХНАМГ, 2010. – 122 с.
2. Стискал О.А., Петрук В.Г. Аналіз чинників екологічної небезпеки хлорованої питної води // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – Вінниця: ВНТУ, 2014. – №5. – С. 69–75.
3. Стискал О.А., Петрук В.Г. Аналіз сучасних методів та екологічна безпека знезараження питної води // Збірник наукових статей IV Всеукраїнського з’їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2013), 25–27 вересня. – Вінниця: Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. – 552 с. – С. 96–99.
4. Анатолий Шубенок. Обеззараживание воды смешанными оксидантами // Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення», 2014. – № 5. – С. 69–72.

## ХЛОРОРГАНІЧНІ ПЕСТИЦИДИ ТА ПОЛІХЛОРОВАНІ БІФЕНІЛИ В ТКАНИНАХ ГІДРОБІОНТІВ ТА ЇХ БІОДОСТУПНІСТЬ

Михайло Мілюкін<sup>1</sup>, Максим Скринник<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Київ, Україна*

<sup>2</sup>*Фірма «Фармак», Київ, Україна*

**Вступ.** Хлорорганічні пестициди (ХОП) та поліхлоровані біфеніли (ПХД) є стійкими органічними забруднюючими речовинами (СОЗ) антропогенного походження. Їх відмінними властивостями є висока токсичність і стійкість до розкладання під дією фізико-хімічних та біологічних природних факторів, що спричиняє великий інтерес до визначення цих сполук в об'єктах довкілля та харчових продуктах. ХОП та ПХБ становлять велику небезпеку для водних екосистем, де вони можуть накопичуватися в донних відкладеннях та тканинах гідробіонтів. СОЗ потрапляють в організм людини в основному з питною водою та їжею. Ці сполуки через свою ліпофільність здатні накопичуватися в ліпідних тканинах гідробіонтів, концентруватися по трофічному ланцюгу і, зрештою, накопичуватися в організмі людини, викликаючи різні важкі захворювання.

**Матеріали та методи.** Для оцінки загрози для людини та водних екосистем, що представляють ХОП та ПХБ, їх екстрагували з м'язової тканини риб методом прискореної рідинної екстракції та отримали достовірні результати щодо вмісту цих сполук. Препаративне виділення копланарних ПХБ із м'язової тканини риб басейну Дніпра проводили методом обернено-фазової високоефективної рідинної хроматографії у мікроаналітичному масштабі.

**Результати.** Копланарні ПХБ (12 сполук) є найбільш токсичними серед сполук цього класу, їхня токсичність на порядки вища, ніж у всіх інших ізомерів. У водних екосистемах внесок копланарних ПХБ (діоксиноподібних речовин) у загальну еквівалентну діоксинову токсичність перевищує внесок поліхлорованих дибензо-*n*-діоксинів (ПХДД) та дибензофуранів (ПХДФ) разом узятих. Хоча показники еквівалентної токсичності копланарних ПХБ на порядки нижчі показників ПХДД і ПХДФ, їх концентрації в тканинах гідробіонтів і донних відкладеннях значно вищі і досягають рівня значень  $ppm$ ,  $ppb$ ,  $ppt$  (мг/кг, мкг/кг, нг/кг маси сухої речовини). Внесок ПХБ у загальну діоксинову токсичність у тканинах гідробіонтів може досягати 80 %. Інші 20 % припадають на ПХДД та ПХДФ. Встановлено перевищення критичного рівня (Critical Tissue Level, CTL), фактора біоконцентрування (Bioconcentration Factor, BCF) для ХОП та ПХБ у м'язах риб та інших тканинах, а також діоксинового еквівалента (Toxicity Equivalent, TEQ) ПХБ гідробіонтів за період 2003–2021 рр. у воді р. Дніпро, його притоків та інших водних систем України. Проведено оцінку біодоступності ХОП та ПХБ. Отримані результати свідчать, що ці токсиканти накопичуються у значних кількостях у донних відкладеннях, а їх вміст у тканинах гідробіонтів характеризує біодоступність цих сполук.

Наукове видання

## **IV МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ**

### **«ПЕРСПЕКТИВИ МАЙБУТНЬОГО ТА РЕАЛІЇ СЬОГОДЕННЯ В ТЕХНОЛОГІЯХ ВОДОПІДГОТОВКИ»**

25–26 жовтня 2022 р.

Відповідальна за випуск **Наталія Гусятинська**

Комп'ютерна верстка **Світлана Починкова**

---

НУХТ. 01601 Київ-33, вул. Володимирська, 68  
Свідоцтво про реєстрацію серія ДК № 1786 від 18.05.04 р.