



**IV INTERNATIONAL SCIENTIFIC-PRACTICAL CONFERENCE  
WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL:  
DESIGNING, CONSTRUCTION, OPERATION AND MONITORING**

**IV МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ТЕХНІЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ  
ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:  
ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ**



**20-22 October, 2021, Lviv**

**20-22 жовтня 2021 року, м. Львів**

Ministry of Education and Science of Ukraine

Lublin University of Technology, Lublin, Poland

National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine

All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine

Supported by Lviv Convention Bureau and co financed by Programme

“Support package for development of conference industry in Lviv”

Proceedings of the IV International Scientific-Practical Conference

**WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL:  
designing, construction, operation and monitoring**

20-22 October, 2021

Lviv Polytechnic National University

Lviv

2021

Міністерство освіти і науки України

Університет «Любінська політехніка», м. Люблін, Польща

Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна

Всеукраїнська екологічна ліга, м. Київ, Україна

Відбувається за підтримки Львівського конференц-бюро та  
дофінансовується в рамках Програми «Пакет підтримки розвитку  
конференц-індустрії у м. Львові»

Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції

**ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:  
проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг**

20-22 жовтня 2021 р.

Національний університет «Львівська політехніка»

Львів

2021

УДК 556.11

М 34

**Укладачі:**

Орачевська Д., Вронська Н.

**Editors:**

Orachewska D., Vronska N.

**Рецензенти:**

**Пляцук Л. Д.**, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри прикладної екології Сумського державного університету;

**Шмандій В. М.**, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екологічної безпеки та організації природокористування Кременчуцького національного університету ім. Михайла Остроградського;

**Адаменко Я. О.**, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу.

**Reviewers:**

**Prof. L. Pliatsuk**, Sumy State University;

**Prof. Shmandiy**, Kremenchuk National University named after Michael Ostrogradskiy;

**Prof. Adamenko**, Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas.

**М 34** Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг» = Proceedings of the IV International Scientific-Practical Conference «Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring» / уклад.: Д. Орачевська, Н. Вронська. – Львів: Львівська політехніка, 2021. – 221 с. = editors: D. Orachewska, N. Vronska. – Lviv: Lviv Polytechnic National University, 2021. – 221 p.

**ISBN:** 978-617-7227-69-3

**DOI:** 10.23939/wswr2021

Даний збірник містить тези учасників конференції, представлених на IV Міжнародній науково-практичній конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг», яка проходила 20-22 жовтня 2021 року на базі Національного університету «Львівська політехніка», м. Львів.

The collection of proceedings of the conference includes participants' abstracts of III International Scientific-Practical Conference «Water Supply and Wastewater Disposal «Designing, construction, operation and monitoring» took place on 20-22 October, 2021 at Lviv Polytechnic National University, Lviv.

**УДК 556.11**

**ISBN:** 978-617-7227-69-3

**DOI:** 10.23939/wswr2021

© Національний університет «Львівська політехніка», 2021

## Організатори конференції

- Університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща
- Національний університет «Львівська політехніка» м. Львів, Україна
- Всеукраїнська екологічна ліга, м. Київ, Україна
- Конференція відбувається за підтримки Львівського конференц-бюро та дофінансовується в рамках Програми «Пакет підтримки розвитку конференц-індустрії у м. Львові»

## Науковий комітет конференції

**Голова наукового комітету:**

**Проф., др. габ. Б. Ковальська** – Політехніка Любелська

**Члени наукового комітету:**

**Проф., др. габ. Г. Собчук** – Політехніка Любелська

**Проф. ПЛ, др. габ. Д. Ковальські** – Політехніка Любелська

**Проф., др. габ. М. Кветнєвські** – Політехніка Варшавська

**Проф., др. габ. Я. Макія** – IWA Польща/ Політехніка Гданська

**Проф. ПЛ, др. габ. Г. Боровські** – Політехніка Любелська

**Проф, д.т.н. М. Мальований** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Проф, д.т.н. І. Петрушка** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Проф, д.т.н. О. Мороз** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Проф, д.т.н. В. Погребенник** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Проф, д.т.н. М. Гіроль** – НУВГП, Рівне

**Проф, д.т.н. О. Ткачук** – НУВГП, Рівне

**Проф, д.т.н. В. Ковальчук** – НУВГП, Рівне

**Проф, д.х.н. Є. Кузьмінський** – НТУУ «КПІ», Київ

**Проф, д.т.н. Л. Саблій** – НТУУ «КПІ», Київ

**Проф, д.т.н. В. Чернюк** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Доц, к.т.н. В. Жук** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Доц, к.т.н. О. Мацієвська** – Національний університет «Львівська політехніка»

**Доц, к.ф-м.н. Р. Романюк** – ЗНЦ НАН України та МОН України.

**Проф. ПС, др. габ. І. Зімох** – Політехніка Сілезька

**Проф. УО, др. габ. М. Райфур** – Університет Опольський

**Проф. УО, др. габ. А. Долганчик-Срудка** – Університет Опольський

**Проф. УО, др. габ. А. Гловацка** – Університет Опольський

**Проф. ПВ, др. габ. Зубровска-Судол** – Політехніка Варшавська

**Проф. ПЛ, др. габ. А. Монтусєвіч** – Політехніка Любелська

**Проф. ПЛ, др. габ. Я. Червінські** – Політехніка Любелська

**Др. габ. М. Відомські** – Політехніка Любелська

**Др. габ. З. Сухораб** – Політехніка Любелська

**Др. габ. Г. Лагуд** – Політехніка Любелська

**Проф. ПГ, др. габ. Й. Дреновський** – IWA Польща / Гданський технологічний університет

**Проф. ПЛ, др. габ. М. Іванек** – Люблінський технологічний університет

**Проф. ПК, др. габ. Я. Кроліковська** – Краківський технологічний університет

**Проф. ПК, др. габ. Е. Шалінська Ван Овердійк** – Гірничо-металургійна академія імені Станіслава Сташиця в Кракові

### **Conference Organizers**

- Representation of Polish Academy of Sciences, Kiev, Ukraine
- Lublin University of Technology, Lublin, Poland
- National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine
- All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine
- Supported by Lviv Convention Bureau and co financed by Programme “Support package for development of conference industry in Lviv”

### **Scientific Committee**

#### **Head of Scientific Committee:**

**Prof., dr hab. B. Kowalska** – Lublin University of Technology

#### **Scientific Committee Members:**

**Prof., dr hab. H. Sobczuk** – Lublin University of Technology

**Prof. PL, dr hab. D. Kowalski** – Lublin University of Technology

**Prof., dr hab. M. Kwietniewski** – Warsaw University of Technology

**Prof., dr hab. J. Mąkinia** – IWA Poland/ Gdańsk University of Technology

**Prof. PL, dr hab. H. Borovski** – Lublin University of Technology

**Prof, D.Sc. M. Malovanyy** – Lviv Polytechnic National University

**Prof, D.Sc. I. Petrushka** – Lviv Polytechnic National University

**Prof, D.Sc. O. Moroz** – Lviv Polytechnic National University

**Prof, D.Sc. V. Pohrevennyk** – Lviv Polytechnic National University

**Prof, D.Sc. M.Hirol** – NUWM, Rivne

**Prof, D.Sc. O. Tkachuk** – NUWM, Rivne

**Prof, D.Sc. V. Kovalchuk** – NUWM, Rivne

**Prof, D.Sc. Ye.Kuzminskyy** – NTUU „KPI”, Kyiv

**Prof, D.Sc. L. Sabliy** – NTUU „KPI”, Kyiv

**Prof, D.Sc. V. Chernyuk** – Lviv Polytechnic National University

**Assoc.Prof., C.Sc. V. Zuk** – Lviv Polytechnic National University

**Assoc.Prof, C.Sc. O. Matsiyevska** – Lviv Polytechnic National University

**Assoc.Prof, C.Sc. R. Romaniuk** – ZNCNANU and MOE of Ukraine

**Prof. PŚ, dr hab. I. Zimoch** – Silesian University of Technology

**Prof. UO, dr hab. M. Rajfur** – University of Opole

**Prof. UO, dr hab. A. Dolhańczuk-Śródka** – University of Opole

**Prof. ZUT, dr hab. A. Głowacka** – University of Opole

**Prof. PW, dr hab. M. Żubrowska-Sudoł** – Warsaw University of Technology

**Prof. PL, dr hab. A. Montusiewicz** – Lublin University of Technology

**Prof. PL, dr hab. J. Czerwiński** – Lublin University of Technology

**Dr hab. M.K. Widomski** – Lublin University of Technology

**Dr hab. Z. Suchorab** – Lublin University of Technology

**Dr hab. G. Łagód** – Lublin University of Technology

**Prof. PG, dr hab. J. Drewnowski** – IWA Poland / Gdańsk University of Technology

**Prof. PL, dr hab. M. Iwanek** – Lublin University of Technology

**Prof. PK, dr hab. J. Królikowska** – Craciv University of Technology

**Prof. PK dr hab. E. Szalińska Van Overdijk** – AGH Krakow

**БІОЛОГІЧНА ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ  
ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

**В. А. Ковальчук**

Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, Україна

Харчова промисловість характеризується використанням великої кількості води на одиницю продукції, утворенням висококонцентрованих стічних вод. Однак, стічні води деяких підприємств мають значення рН, що виходять за межі діапазону 6,5-8,5, значні концентрації жирів і вимагають корегування вмісту біогенних елементів. З огляду на здатність до біологічного окислення органічних забруднень стічних вод і технологічні, економічні та екологічні переваги вирішальну роль у запобіганні забрудненню водою стічними водами харчової промисловості відіграють аеробні методи біологічної очистки. Інтенсифікація біологічної очистки стічних вод підприємств харчової промисловості може досягатися як покращенням їх попередньої підготовки, так і шляхом розробки нового ефективного обладнання та технологій власне біологічної очистки стічних вод. Виконані дослідження підтвердили доцільність застосування для попередньої очистки стічних вод відстійників-флотаторів, розроблених в НУВГП, які забезпечують ефективне видалення завислих речовин і жирів, зменшення концентрацій органічних забруднень.

Для біологічної очистки стічних вод харчової промисловості розроблена принципово нова споруда – аеротенк-відстійник підвищеної гідравлічної висоти (6-10 м) із струминною аерацією. Вона являє собою круглий у плані металевий резервуар, у центрі якого розміщена зона аерації, відділена від периферійного вторинного відстійника за допомогою вертикальної циліндричної перегородки, що не доходить до дна. Аерація мулової суміші здійснюється поверхневими струминними аераторами, похиленими під кутом 60° до горизонту. За допомогою струминних аераторів здійснюється безперервна циркуляція мулової суміші з низу у верхню частину зони аерації, що, разом із розкручуванням мулової суміші у плані аеротенка за рахунок швидкісного напору струмин похилих струминних аераторів, створює її спіралеподібний низхідний рух.

Аеротенк-відстійник підвищеної гідравлічної висоти: - є багатофункціональною спорудою для біологічної очистки, нітрифікації, денітрифікації і розділення мулової суміші; - працює з підвищеними дозами активного мулу (5-7 г/дм<sup>3</sup>) за рахунок підвищеної гідравлічної висоти проточної частини вторинного відстійника; - має високу окислювальну потужність (до 6,8 кг БПК<sub>повн</sub>/(м<sup>3</sup>.добу)) за рахунок застосування ефективної струминної аерації; - за рахунок формування аеробної (у верхній частині) і аноксидної (у нижній частині) зон забезпечує

окислювальну потужність за амонійним азотом до 100 г/(м<sup>3</sup>.добу) за рахунок симультанної нітрифікації-денітрифікації.



**Рисунок 1** – Аеротенки-відстійники підвищеної гідравлічної висоти діаметром 14,0 м на очисних спорудах маслоробного комбінату

Розглядувані аеротенки виготовляються із металу в заводських умовах. Вони у вигляді рулонів поставляються на очисні споруди і монтуються безпосередньо на майданчику вище рівня землі. Іншим способом виготовлення аеротенків є їх зварювання за допомогою зварювальних напівавтоматів із металевих попередньо вальцьованих листів. У зимовий час охолодження аеротенків, розміщених на відкритому повітрі, не відбувається через виділення тепла при біологічній очистці висококонцентрованих стічних вод підприємств харчової промисловості. Теоретичними розрахунками на основі величини дисипації енергії, а також експериментальним вимірюванням за допомогою гідрометричної вертушки встановлена неможливість осадження активного мулу на пласке дно аеротенка-відстійника.

Аеротенки-відстійники розглядуваної конструкції були збудовані і тривалий час експлуатуються на очисних спорудах м'ясокомбінатів у м. Чернігів, Біла Церква, Ніжин, Новгород-Сіверський, Макіївка, с.м.т. Антонівці, на очисних спорудах м'ясопереробних підприємств в с. Маршалівка і Переяславське Київської області, «Колос» Чернівецької області, «Росана» Івано-Франківської області, у с. Шипинці Чернівецької області, в с.м.т. Брусилів, у с. Велика Димерка Київської області, птахофабрик ТОВ „Рубі Роз Агрікол КО ЛТД” в Київській області, птахофабрики «Оріль-Лідер» у м. Дніпродзержинськ, «Тарасовецької птахофабрики» Чернівецької області, птахофабрики у с. Просяне Харківської області. Аеротенки-відстійники збудовані також на очисних спорудах Шосткінського міськмолкомбінату, Золотоніського маслоробного комбінату, ЗАТ «Бахмачконсервмолоко», заводу з виробництва яблуневого соку в с. Мамаївці Чернівецької області та деяких інших.



**ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ РОЗДІЛЕННЯ «ЧОРНИХ ВОД»  
У СІЛЬСЬКІЙ МІСЦЕВОСТІ УКРАЇНИ**

**Н. С. Ремез, А. Г. Бойко**

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

На сьогоднішній день в Україні існує проблема поводження з туалетними відходами, оскільки не всі населені пункти мають централізовані системи водовідведення, тому ці проблеми доводиться розв'язувати індивідуально. Багато хто вирішує дану задачу, будуючи вигрібну яму, дно й стіни якої згідно з ДБН В.2.5-75:2013 повинні бути гідроізольованими. У цьому випадку доводиться часто користуватися послугами асенізаторів і платити їм за вивезення та утилізацію стоків, які на 95 % складаються з води, що могла бути використана у побуті на інші потреби.

Такий спосіб поводження з туалетними відходами не тільки демонструє неекономічність, а і нераціональне використання водного ресурсу, дефіцит якого спричинює як місцеві, так і глобальні проблеми: перетворюючи воду на джерело забруднення довкілля та спричинює погіршення її якості внаслідок недостатньої очистки стоків за рахунок застарілого обладнання чи некоректного поводження зі стічними водами.

Так, наприклад, у селі Мала Олександрівка, що знаходиться поряд з Бориспільською трасою, яка веде до найбільшого пасажирського аеропорту України, стоки зливаються без жодної очистки у величезні вигрібні ями, з яких йде просочення туалетних відходів у лісовий яр із-за недотримання будівельних норм, що спричинює сморід та забруднення місцевого довкілля, зокрема ґрунтових вод, які є джерелами питної води.

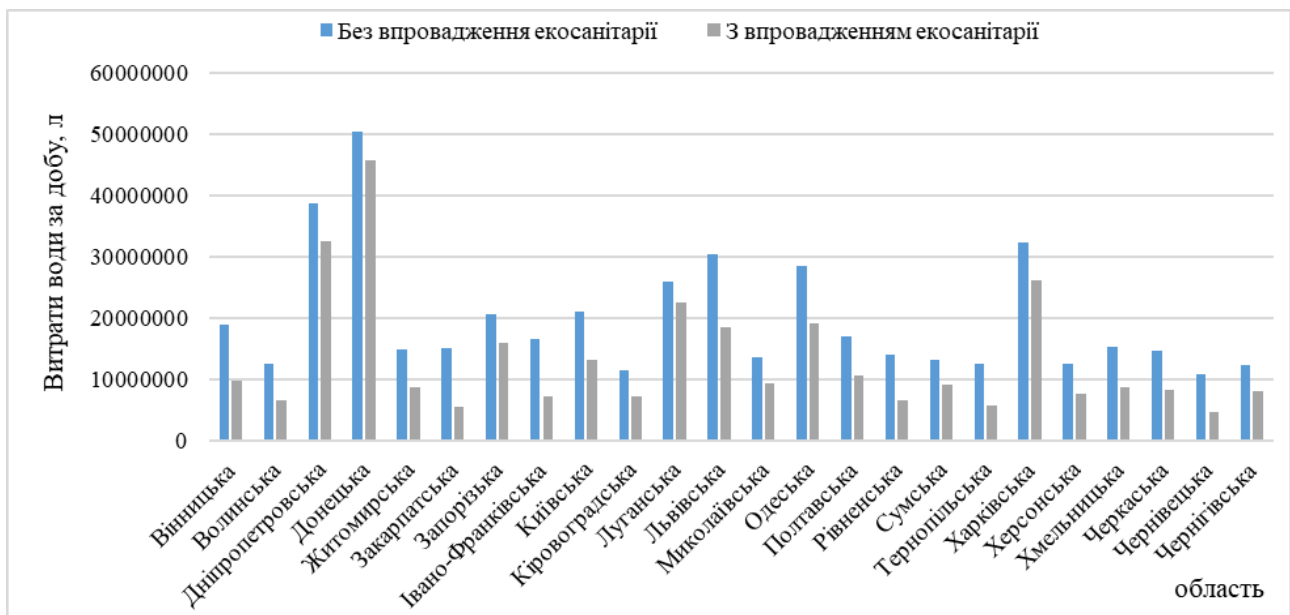
**Метою роботи** є зниження рівня екологічної небезпеки у малих та середніх населених пунктах за рахунок технології стійкої санітарії, що враховує вторинне застосування біопродуктів травлення людини та раціональне використання природних ресурсів.

Для вирішення проблеми поводження з туалетними відходами у сільській місцевості України запропоновано впровадження системи розділення «чорних вод», що є складовою стійкої санітарії та вирішує питання поводження з туалетними відходами, їх окремий збір від «сірих» (побутових) стоків. Відправною точкою системи розділення «чорних вод» являється значна різниця у концентраціях вмісту речовин між туалетними та побутовими стоками. Зі свого боку, туалетні стоки, якщо їх збирати з невеликим розбавленням, мають, окрім вмісту патогенів, поживні речовини, та їх об'єм є малим порівняно з «сірими водами», які мають невеликий вміст патогенів і поживних речовин, але вони утворюються у великих об'ємах. Якщо не змішувати ці дві фракції, то їх подальше застосування може бути ефективнішим.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

Серед сучасних методів застосування біопродуктів травлення людей у сільській місцевості виділено технологію сепараційного туалету, який розділяє потоки відходів біопродуктів травлення людини на тверду та рідку фракції (сечу та фекальні маси) без додавання води або мінімальної її кількості. Далі ці фракції після обробки (відстоювання сечі та компостування фекалію), яка одразу відбувається завдяки конструкції обладнання, можна використовувати як органічне добриво. Таким чином, дана технологія дозволяє перетворити відходи на ресурси і впроваджує замкнений цикл.

Був проведений аналіз застосування технології даного замкнутого циклу, який продемонстрував значні зміни використання води. Показником оцінювання використання водного ресурсу стали витрати води, які необхідні для змиву біопродуктів травлення населення. При цьому бралися найнижчі значення показників оцінювання, що знижувало похибку недостовірності. А також за даними Державної служби статистики України враховувалась кількість сільського населення. Результати розрахунків були оформлені у вигляді графіку (рис. 1), на якому приведена мінімальна кількість води за добу, яка необхідна для змиву біопродуктів травлення населення України по областях, без впровадження і з використанням технології сепараційного туалету, яка є складовою екосанітарії.



**Рисунок 1** – Витрати води для змиву біопродуктів травлення за добу по областях

Таким чином, використання системи розділення «чорних вод» сприяє вторинному використанню поживних речовин, а впровадження технології сепараційного туалету, як видно з графіку, зменшує антропогенне навантаження на довкілля, зокрема на водний ресурс.

**AQUEOUS SOLUTIONS OF DISHWASHING LIQUIDS: PHYTOTESTING TOXICITY**

**N. Tkachuk<sup>1</sup>, L. Zelena<sup>2</sup>, O. Fedun<sup>1</sup>, A. Kozhemiachenko<sup>1</sup>, T. Tytorchuk<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>T.H. Shevchenko National University “Chernihiv Colehium”, Chernihiv, Ukraine

<sup>2</sup>Danylo Zabolotny Institute of Microbiology and Virology, NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine

Today, one of the dangerous factors of environmental pollution, in particular water, is the use of synthetic detergents, which include dishwashing detergents containing surfactants. The method of phytotesting uses for determine the toxicity of environment and compounds. It is based on the sensitivity of plant organisms to exogenous exposure to chemical factors. In particular, garden cress (*Lepidium sativum* L.) is highly sensitive to toxicants.

**The aim of this study** was to investigate the toxicity of aqueous solutions of dishwashing detergents according to the phytotest using *L. sativum* as a test plant.

The seeds of the test plant (*L. sativum*) of 10 pieces were placed on a filter paper soaked in tap water (control) or a suitable aqueous solution of dishwashing liquid (experiment). The control and experiment were repeated three times. We studied widely used dishwashing detergents (conventionally designated by us DWL1 and DWL2), which contained (according to the manufacturers): DWL1 - 5–15% anionic surfactants, <5% nonionic surfactants, concervantes, flavors, geraniol, limonene; DWL2 - water, <5% anionic surfactants, <5% nonionic surfactants, <5% amphoteric surfactants, NaCl, glycerin, EDTA, fragrant, chamomile extract, dyes, does not contain phosphates, chlorine and soda. Seed germination energy (3rd day), seed germination and biometric-morphometric parameters (length of roots and aboveground part of seedlings) (5th day) were determined. The results were processed statistically using Excel 2010, determining: arithmetic mean and arithmetic mean error; significance of differences on Student's t-test.

It was found that increasing the concentration of both DWL1 and DWL2 leads to a decrease in germination energy and germination of cress salad seeds. At the concentration of DWL1 70% and 100% of the seeds of the test plant did not germinate. At the concentration of DWL2 50% germination energy and seed germination were 17% less than in the control. Significant inhibition of root length and aboveground part under the influence of both studied liquids was noted. In particular, even the concentration of 10% DWL1 led to a significant inhibition of seedling growth: the aboveground part did not develop, and the length of the roots was significantly shorter (73.7 times) compared to the control.

Therefore, the investigated aqueous solutions of surfactant-containing dishwashing detergents are toxic to *L. sativum*. The product, which does not contain phosphates, chlorine and soda, showed less toxicity. The obtained results show the potential danger of getting the investigated detergents into water bodies, represent an additional substantiation of preventive and protective engineering actions.

**METODA STEROWANIA PROCESEM BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW  
W ZBIORNIKU NAPOWIETRZAJĄCYM-WYPIERACZU**

**S. Gornostal**

Uniwersytet Narodowy Obrony Cywilnej Ukrainy, Charków, Ukraina

Ukraina dąży do stania się integralną częścią Unii Europejskiej. Wiąże się to ściśle z koniecznością prowadzenia odpowiedniej polityki środowiskowej, mającej na celu ochronę środowiska. Pełne życie obywateli bezpośrednio zależy od zdrowia, na które bezpośrednio wpływa stan środowiska. Państwo stara się chronić obywateli przed zagrożeniami dla zdrowia, związanymi ze środowiskiem. Ważnym obszarem takiej działalności jest poprawa jakości oczyszczania ścieków, które napływają do oczyszczalni z obiektów przemysłowych oraz z osiedli mieszkaniowych.

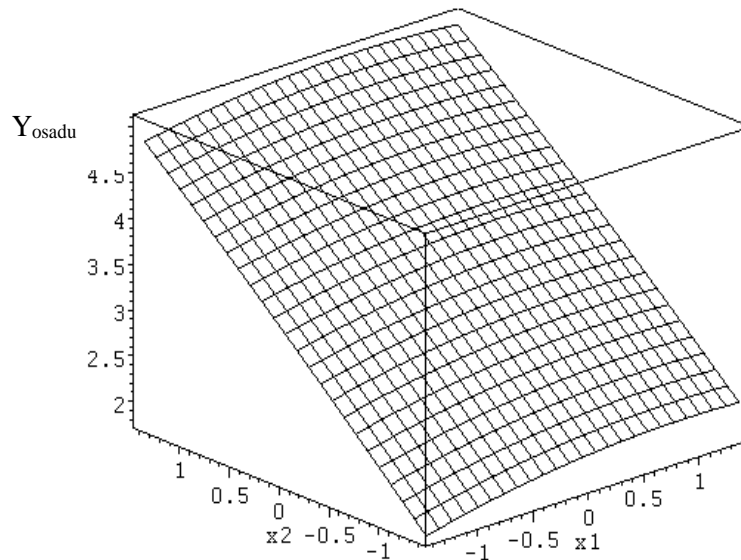
**Celem tej pracy naukowej** jest zmniejszenie obciążenia środowiska, spowodowanego przedostawaniem się do zbiorników wodnych niedostatecznie oczyszczonych ścieków. W tym celu zaproponowano metodę sterowania procesem biologicznego oczyszczania ścieków w układzie «zbiornik napowietrzający-wypieracz – osadnik wtórny». Proponowana metoda nadaje się do zastosowania na istniejących obiektach; podczas przebudowy i projektowania nowych wypornościowych zbiorników napowietrzających. Zaletą metody jest możliwość szybkiego, rozsądnego wyboru trybu technologicznego działania oczyszczalni biologicznych.

Po analizie układu „zbiornik napowietrzający-wypieracz – osadnik wtórny” stwierdzono, że na działalność systemu można wpływać poprzez regulację stosunku «ścieki – osad czynny». Umożliwia to zapewnienie zgodności z wymogami regulacyjnymi dotyczącymi maksymalnych dopuszczalnych stężeń w oczyszczonej wodzie. Jednocześnie środowisko będzie chronione przed uderzeniem niedostatecznie oczyszczonych lub nieoczyszczonych ścieków.

Otrzymano równanie regresji (1), które opisuje zależność dawki wysuszonego osadu czynnego ( $y_{osadu}$ ) od natężenia przepływu osadu zwrotnego ( $x_1$ ), podawanego do regeneratora zbiornika napowietrzającego, od dawki osadu podawanego do regeneracji ( $x_2$ ).

$$y_{osadu} = 3.61333 + 0.08833 \cdot x_1 + 1.05167 \cdot x_2 - 0.065 \cdot x_1^2 - 0.025 \cdot x_2^2 - 0.225 \cdot x_1 \cdot x_2 \quad (1)$$

Rysunek 1 przedstawia numeryczne rozwiązanie równania (1). Analizując uzyskane wyniki, widzimy, że największy wpływ na zmianę stężenia osadu na wylocie z regeneratora ma stężenie osadu wchodzącego do regeneratora.



**Rysunek 1** – Zależność dawki wysuszonego osadu czynnego ( $y_{osadu}$ ) od natężenia przepływu osadu zwrotnego ( $x_1$ ), podawanego do regeneratora zbiornika napowietrzającego, od dawki osadu podawanego do regeneracji ( $x_2$ ).

W celu określenia stężenia zanieczyszczeń w wodzie uzdatnionej na wylocie z oczyszczalni biologicznych uzyskano kolejne równanie regresji, które pozwala wyznaczyć zależność stężenia zanieczyszczeń w wodzie uzdatnionej od zużycia ścieków i stężenia zanieczyszczeń w ściekach wprowadzanych do oczyszczalni. Analiza wyników numerycznego rozwiązania zaproponowanego równania wykazała, że wzrost przepływu ścieków wprowadzanych do oczyszczalni prowadzi do wzrostu stężenia zanieczyszczeń na wylocie z oczyszczalni. Należy zauważyć, że wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach prowadzi do spadku ich ilości na wylocie z oczyszczalni. Fakt ten można wytłumaczyć wystarczającą ilością zanieczyszczeń, które zapewniają wzrost osadu czynnego. Wiadomo, że osad czynny jest konsumentem zanieczyszczeń.

Zaproponowane równania regresji pozwalają na uzyskanie wartości liczbowych parametrów procesu. Pomagają również analizować przebieg oczyszczania biologicznego w różnych częściach systemu „zbiornik napowietrzający-wypieracz – osadnik wtórny” bez dodatkowych eksperymentów.

**PROGNOSIS MODELS OF SURFACE WATER STATUS**

**O. Mitryasova<sup>1</sup>, V. Pohrebennyk<sup>2</sup>, A. Nosyk<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Petro Mohyla Black Sea national University, Mykolaiv, Ukraine

<sup>2</sup>Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

The problem of the state of surface waters is one of the key challenges of humanity. In accordance with the goals of sustainable development for Ukraine, where more than 70% of all water use falls on surface waters, the issues of assessing the state of water resources, their monitoring are very relevant. The main global challenges in the field of water safety are a careful study of the patterns of impact of climate change on the state of water resources, rational integrated water management and more. Two of the 17 global sustainable development goals are directly related to the environmental security of water resources.

The main problems regarding the rational use and protection of water resources of Ukraine are: pollution of water bodies with harmful emissions and insufficiently treated industrial and domestic wastewater; moral aging of fixed assets for water supply and water protection purposes, low productivity of treatment facilities; insufficient self-healing and self-cleaning ability of aquatic ecosystems; unbalanced management system, characterized by high volumes of water resources in the economy and high water content of products.

The dynamics of hydrochemical parameters of river surface waters is analyzed. Based on the analysis of extensive time monitoring data, a forecast of integrated hydrochemical parameters of Ingul River waters (Ukraine) was made.

The aim of the work was to assess the state of the surface water by integrated hydrochemical parameters and their regression analysis. On the basis of regression analysis, mathematical models of oscillations of the studied integrated indicators (pH, suspended solids, dissolved oxygen, BOC<sub>5</sub>) were created during 2008–2020.

The object of the study - integrated hydrochemical indicators of the water status of the river Inhul at the observation point Sofiyivske Reservoir (drinking water intake of Novy Buh) during 2008–2020.

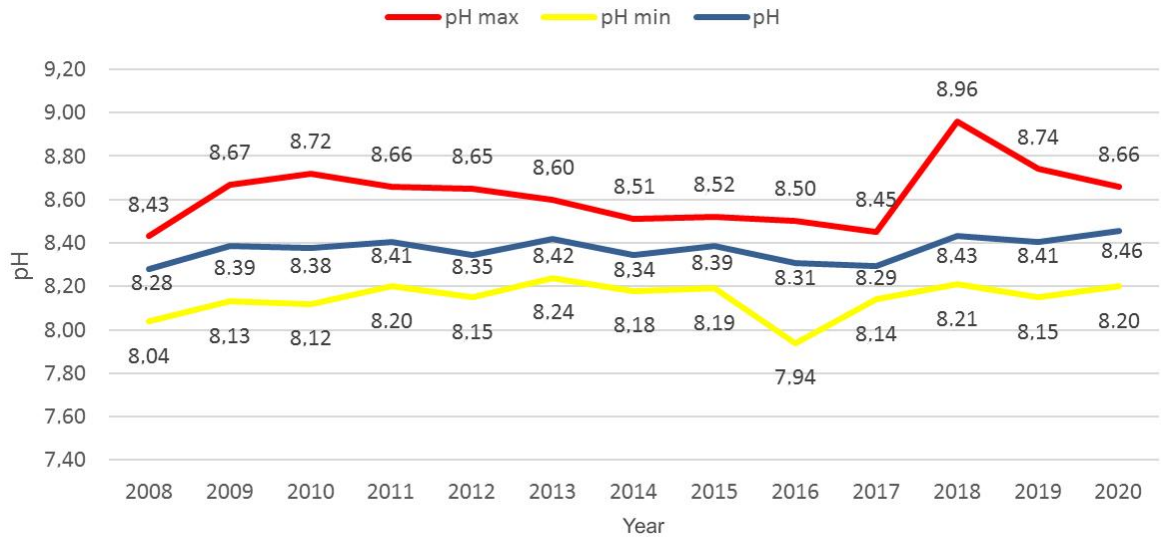
The method of regression analysis through the software of the Windows Excel CurveExpert environment was used to determine empirical dependencies and search for connections.

Against the background of significant over-regulation of the Ingul river basin, the periodic nature of changes in hydrochemical parameters is shown. For example, the dynamics of pH and O<sub>2</sub> changes (Fig. 1, 2).

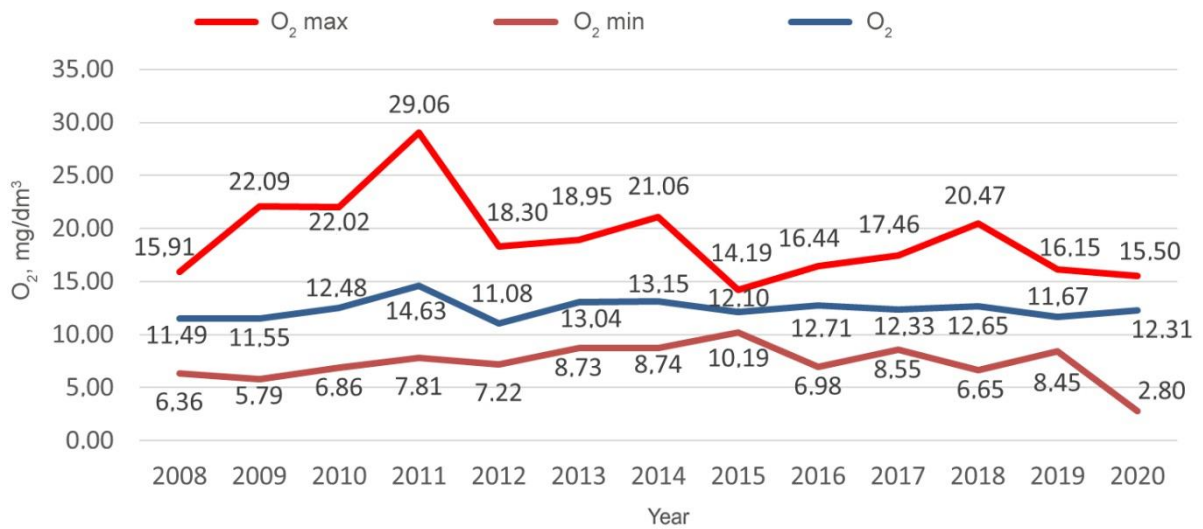
Based on the obtained functions, prognosis for 2021–2030 based on average annual averages have been developed. The main anomalous values of measurements of 2008–2020, as deviations from

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

the specified function, are determined and the causes of such anomalies, which have anthropogenic origin due to the activity of communal and agricultural sectors of the economy, are determined. The determined sinusoidal dependences of the integrated water quality indicators allowed outlining the average time of fluctuations in the processes of self-organization of river waters, which is about 6 years, and confirms the theory of "waves of life".



**Figure 1 – The dynamics of pH change**



**Figure 2 – The dynamics of O<sub>2</sub> change**

## ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕБІГУ ЕВТРОФІКАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ У ВОДАХ РІЧКИ УЖ

І. Г. Коцюба<sup>1</sup>, Т. О. Єльнікова<sup>1</sup>, О. Л. Герасимчук<sup>1</sup>, В. В. Лук'янова<sup>2</sup>, Є. С. Анпілова<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Державний університет «Житомирська політехніка», Житомир, Україна

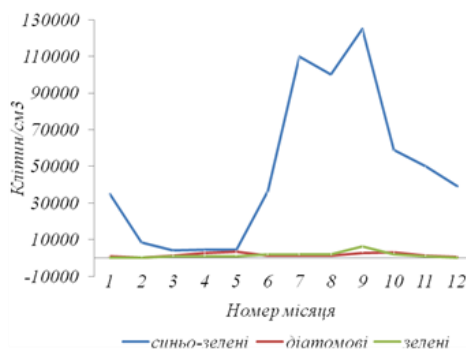
<sup>2</sup> Національний транспортний університет, Київ, Україна

<sup>3</sup> Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Київ, Україна

Проведення комплексної оцінки водогосподарських ділянок (басейнів річок), обґрунтування допустимої межі антропогенного впливу на водоресурсний потенціал є необхідною передумовою для вирішення еколого-економічних проблем. Річка Уж Коростенського району є притокою річки Тетерів і основним джерелом водопостачання міста. З прилеглих територій у річку надходять стічні води промислових підприємств та сільськогосподарських угідь. Забруднення її вод також відбувається внаслідок захащення прибережних смуг звалищами побутових та будівельних відходів та незадовільного стану більшості очисних споруд.

**Метою** дослідження було встановлення особливостей перебігу евтрофікаційних процесів у водоймах басейну річки Уж в межах Коростенського району та м. Коростень, впливу антропогенних навантажень на процеси евтрофікації річки, обґрунтування заходів щодо вирішення встановлених проблем.

В роботі було встановлено, що фітопланктон у поверхневих водах річки Уж представлений відділами: Cyanophyta (93,6 %), Bacillariophyta (3,4 %) та Chlorophyta (2,8 %) водорості Euglenophyta, Dinophyta та Crysophyta зустрічаються у невеликих кількостях тому вирішального значення щодо впливу на показники, які характеризують токсичність водного середовища, вони не мають. Протягом трьох років прослідковувались характерні відмінності у інтенсивності розмноження окремих фітопланктонних форм, наприклад, динаміка розвитку основних відділів водоростей у р.Уж наведена на рис. 1.



**Рисунок 1** – Динаміка розвитку основних відділів водоростей у р.Уж впродовж 2017-2020 р.р. (усереднені дані).



Для усіх відділів водоростей виявлено періоди їх інтенсивного розмноження та сезонні коливання вмісту біогенних елементів фосфору та нітрогену, розчиненого у воді кисню, їх вплив на розвиток окремих відділів водоростей.

Проведено статистичне моделювання процесів розвитку фітопланктону. Для побудови моделей використано дані, які характеризують евтрофні процеси, що відбуваються у річці. Такими показниками є зміни якісного та кількісного складу водоростей протягом року. Отримані експериментальні дані та виявлені їх особливості узагальнені у вигляді лінійних та нелінійних статистичних математичних моделей процесів евтрофікації. Було визначено загальний вигляд функцій, що описують ці процеси; чисельні значення коефіцієнтів функції; побудовано графіки і визначено похибки моделювання. Проведено кореляційний та факторний аналіз процесів евтрофікації річки Уж. Факторний аналіз полягав у дослідженні парної регресії, виділенні факторів впливу на розвиток водоростей різних відділів та побудові множинної моделі, яка враховує сукупний вплив факторів.

Досліджено, що основними факторами впливу для синьо-зелених водоростей є сумісна дія концентрації фосфатів та температури ( $R=0,86$ ;  $R^2=0,74$ ), концентрації нітритів та температури ( $R=0,72$ ;  $R^2=0,51$ ), концентрації нітратів та температури ( $R=0,70$ ;  $R^2=0,48$ ); для діатомових водоростей – сумісна дія концентрації нітритів і температури ( $R=0,77$ ;  $R^2=0,59$ ), та концентрації фосфатів з аміаком ( $R=0,77$ ;  $R^2=0,59$ ); для зелених водоростей – аналогічні показники, як для синьозелених водоростей ( $(R=0,62$ ;  $R^2=0,39)$ , ( $R=0,61$ ;  $R^2=0,38$ ), ( $R=0,62$ ;  $R^2=0,38$ ) відповідно).

**Висновки.** Дослідження показали, що екологічний стан річки Уж є задовільним. На основі проведених досліджень та отриманих даних можна зробити висновок про те, що протягом року відбуваються зміни в інтенсивності розмноження окремих фітопланктонних форм. Особливо загрозливими у відношенні до екологічної безпеки річки Уж є періоди підвищеної евтрофікації за рахунок синьо-зелених, діатомових та зелених водоростей.

Отримані експериментальні дані та виявлені їх особливості узагальнені у вигляді лінійних та нелінійних статистичних математичних моделей процесів евтрофікації. Визначено загальний вигляд функцій, що описують ці процеси; чисельні значення коефіцієнтів функції; побудовано графіки і розраховано похибки моделювання.

Запропоновані статистичні моделі слід використовувати як базу для прогнозування процесів евтрофікації та розробки практичних засобів по покращанню стану екологічної безпеки водойми.

**ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ МОДИФІКОВАНИХ ФОТОКАТАЛІЗАТОРІВ  
ДЛЯ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ТА РУЙНУВАННЯ ФАРМАЦЕВТИЧНИХ РЕЧОВИН  
(ЛІКАРСЬКИХ ПРЕПАРАТІВ) У ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩАХ**

**М. Скиба<sup>1</sup>, І. Коваленко<sup>1</sup>, В. Воробйова<sup>2</sup>, І. Трус<sup>2</sup>, Н. Макарченко<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Державний вищий навчальний заклад «Український державний  
хіміко-технологічний університет», Дніпро, Україна

<sup>2</sup>Національний технічний університет України "Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, Україна

Аналіз результатів маркетингових досліджень Світових компаній «» щодо кризових питань якості та безпеки питного водопостачання свідчить, дуже гостро наразі стоїть питання щодо розробки заходів та контролю надходження у водні об'єкти фармацевтичних речовин (ФР), лікарських препаратів (ЛП) та їх залишків. В умовах світової пандемії Covid та, як наслідок, підвищеного використання фармацевтичної продукції у лікарнях та, одночасно неконтрольованого, і вкрай надмірного їх самостійного споживання населенням спостерігається надзвичайне підвищення їх залишків у стічних водах на міських очисних спорудах де вони важко піддаються біологічній деструкції. Як наслідок наразі спостерігається їх надмірна присутність і у питній воді, що є загрозою для здоров'я людей оскільки збільшує резистентність до фармацевтичних речовин та ліків (гормонів, антибіотиків тощо) у населення та загалом наразі становить важливу соціально-екологічну проблему. За тими ж маркетинговими дослідженнями споживання фармацевтичної продукції буде лише збільшуватись в найближчі роки.

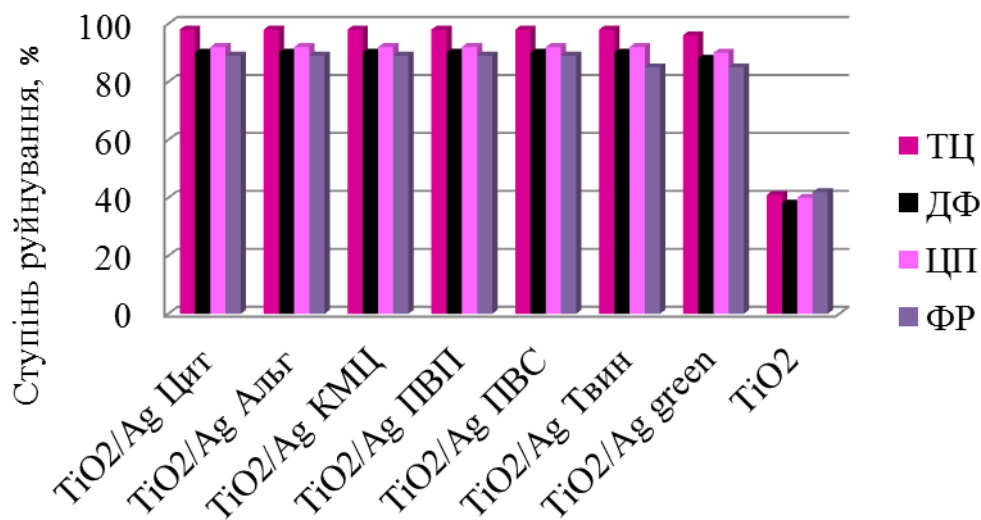
Особливу популярність наразі для очищення водних середовищ (питної та стічних вод) є передові окисні процеси (Advanced oxidation process). Однією з складових останніх є фотокаталітичні процеси із використанням традиційних фотокаталізаторів оксид титану. Проте фахівцям галузі добре відомі недоліки обмеженої функціональності фотокаталізаторів та необхідність у їх модифікуванні для покращення їх фотокаталітичної активності та поліфункціональності. Авторами розроблено новітні та екологічно безпечні способи модифікування фотокаталізатора наноматеріалом (наносріблом) для підвищення його фотокаталітичної активності та одночасної антибактеріальної дії.

Метою роботи було дослідження ефективності модифікованих наноматеріалом (наносріблом) фотокаталізаторів для покращення руйнування фармацевтичних речовин та лікарських препаратів у воді та одночасного їх знезараження. Для досягнення цієї мети було вирішено ряд наступних основних завдань:

1. Дослідження фотокаталітичної активності (ФКА) модифікованого оксид титану при руйнуванні лікарських препаратів, що належать до переліку пріоритетних відповідно нормативів ЄС (диклофенак, ципрофлоксацин, фуросемід, цефуроксим).

2. Дослідження антибактеріальної дії модифікованого оксид титану до гра позитивних та грам негативних штамів.

Узагальнені данні ФКА одержаних композитів у порівнянні з не модифікованим фотокаталізатором наведено на рис. 1. Загалом всі досліджувані модифіковані системи показали високий ступінь руйнування ЛП (~96-98%). Порівняння фотокаталітичної активності модифікованих зразків з комерційним фотокаталізатором (P25) свідчить про значну їх перевагу (~ в 2 рази). Результати руйнування ФП досліджено фотометричними методами та із використанням рідинної хроматографії.



**Рисунок 1** – Ступінь руйнування (фотокаталітична активність) лікарських препаратів залежно від стабілізатора наносрібла при осадженні на оксид титану

Результати дослідження антимікробної дії модифікованого та комерційного зразка підтверджують, відсутність антимікробної дії останнього та наявність такої (через 24-48 год.) для систем TiO<sub>2</sub>/Ag<sub>стаб</sub> в різному ступені для штамів залежно від виду використаного стабілізатора наносрібла під час синтезу.

*Таблиця 1*

**Результати антимікробної активності TiO<sub>2</sub>/Ag<sub>стаб</sub>**

Вид бактерії	Зона інгібування (мм)		
	TiO <sub>2</sub> без модифікування	TiO <sub>2</sub> /Ag 24 години	TiO <sub>2</sub> /Ag 48 годин
<i>E. coli</i>	-	2,1 ± 0,1	2,4 ± 0,1
<i>B. subtilis</i>	-	3,9 ± 0,1	4,6 ± 0,1

**INFLUENCE OF RISK FACTOR IN CHOOSING THE BEST OPTION OF  
IMPLEMENTATION OF RESOURCE-SAVING TECHNOLOGIES**

**I. Petrushka, K. Petrushka**

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Improving the efficiency of economic activity of enterprises requires increasing the potential of their economic development. In turn, such growth should be based primarily on increasing the innovative potential of economic entities, in particular, the potential for resource conservation based on the introduction of resource-saving technological changes. However, various barriers stand in the way of such implementation, among which the risk factor plays an important role.

The decision to introduce new resource-saving production technology in enterprises, as well as the procedure for selecting the best technology from several alternatives require consideration of the forecast values of many economic and technical-technological indicators that characterize the conditions and results of different methods of production. These indicators can be divided into two major groups:

1) indicators with high and moderate levels of predictability. The values of such indicators can be predicted with a sufficiently high degree of accuracy for the entire forecast period (ie during the useful life of the technological component of fixed assets). Such indicators include, in particular, the specific capital intensity of products and resource consumption rates for a particular technology of its production;

2) indicators with a low level of predictability. The value of these indicators is difficult to predict for the entire forecast period with an acceptable level of accuracy. Such indicators include, in particular, prices for production resources used to manufacture certain products.

Under such conditions, owners and managers of enterprises in assessing the effectiveness and justification of the introduction of new resource-saving technologies should take into account the factor of uncertainty (or at least partial uncertainty) values of individual indicators and parameters affecting the overall level of investment efficiency. in projects of such implementation.

It should be noted that a sufficiently low degree of determinism is inherent in such an important indicator, the value of which directly influences the decision to choose the best manufacturing technology, as the rate of return on investment. In this regard, it is advisable to take in the planning and economic calculations instead of a fixed value of the rate of return of a certain pre-set range of its fluctuations. Then, in the case of applying the criterion of minimax of the results of management decisions, the best option will be the technology that will satisfy the following formalized expression of this criterion:

$$W_i = \min_i \max_H (PPV(i,N) - \min PPV(H))$$

where:  $W_i$  - the criterion for selecting the best manufacturing technology in conditions of uncertainty of the rate of return on investment when applying the principle of minimax;  $PPV(i, N)$  - specific reduced costs for the manufacture of products for the  $i$ -th variant of its production technology, provided that the value of the rate of return on investment is equal to  $H$ ;  $\min(H)$  - the minimum possible value of specific reduced costs according to technology variants, provided that the value of the rate of return is equal to  $N$ .

In this case, the specific costs are the sum of the unit cost of a unit of production for a particular technology of its manufacture and the product of the specific capital intensity of products on the rate of return on investment. Let us now consider the case of the availability of information about the parameters of the probability distribution function of the expected profit for different variants of manufacturing technology. Our proposed approach to choosing the best technology for this case involves the implementation of the following main stages:

1) determining the mathematical expectation of profit (or net cash flow (NGF)) for each variant of technology;

2) subtraction from the value of the mathematical expectation of profit (or NGF) for each variant of the technology of the risk premium in absolute terms. In this case, the share of the risk premium in the mathematical expectation of profit (NGF) is taken equal to the ratio of the actual value of the risk indicator to its maximum possible value. In particular, if the coefficient of variation on the average linear deviation is accepted as an indicator of investment risk in a certain variant of technology, it should be taken into account that the maximum possible value of this coefficient under conditions of non-negative values of expected profit (NGF) is 2;

3) the amount of profit (NGF) obtained at the previous stage for each variant of technology is discounted at the risk-free discount rate;

4) from the result of discounting obtained at the previous stage, the value of the required amount of investment in the relevant technology option is deducted;

5) the variant of technology for which the value obtained at the previous stage of calculations will be the largest (provided that it is positive), is accepted as the best.

The application of the proposed approaches to the selection of the best manufacturing technology in conditions of uncertainty and risk in the practice of enterprises will increase the reliability and validity of the results of such a choice by establishing the optimal ratio between risk and return on investment.

## **ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РЕАГЕНТІВ ДЛЯ СТАБІЛІЗАЦІЙНОЇ ОБРОБКИ ВОДИ**

**І. Трус<sup>1</sup>, М. Гомеля<sup>1</sup>, В. Воробйова<sup>1</sup>, М. Скиба<sup>2</sup>, О. Глушко<sup>1</sup>, Д. Бенатов<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені

Ігоря Сікорського», Київ, Україна

<sup>2</sup>ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет», Дніпро, Україна

Останнім часом в промислових густозаселених регіонах проблеми забруднення водних об'єктів та різкого підвищення мінералізації води в поверхневих водоймах стають все гостріше. Це викликано скидом шахтних і промислових стічних вод, а також стоків теплоенергетичних підприємств. На сьогодні до найбільш високоефективних технологій опріснення води можна віднести баромембранні процеси. Установки зворотнього осмосу забезпечують високу і гарантовано стабільну якість очищення протягом всього часу експлуатації, проте призводять до утворення розчинів з високою мінералізацією. Використання високомінералізованих вод призводить до інтенсивного відкладення осадів, особливо за підвищених температур, внаслідок чого відбувається виведення з ладу трубопроводів і обладнання. Основною задачею на сьогоднішній час є досягнення максимального часу експлуатації мембранних елементів. Термін служби мембран визначається, головним чином, по падінню їх продуктивності, а експлуатаційна ефективність мембранних систем водопідготовки лімітується в основному, їх забрудненням. Використання ефективних стабілізаторів накипоутворення дозволяє відмовитись від дороговартісних систем пом'якшення та деаерації води, а також забезпечити тривалу роботу теплообмінного обладнання. Незважаючи на велику кількість досліджень, стабілізація таких вод до осадковідкладень є не достатньо вивченою та складною проблемою.

Оцінку ефективності інгібіторів осадковідкладення здійснювали по зміні жорсткості мінералізованої води при її нагріванні до температури 60 °С в присутності інгібіторів. Стабілізаційний ефект гіпану та ПАА без обробки у високомінералізованих водах при дозі 1 – 15 мг/дм<sup>3</sup> становить 39 – 43 %. Обробка ультразвуком чи озонуванням даних реагентів дозволяє підвищити стабілізаційний та протинакипний ефекти. Малоефективним виявився гіпан в концентраціях 0,5–5,0 мг/дм<sup>3</sup>, проте при підвищенні дози до 5–15 мг/дм<sup>3</sup> мав досить високу стабільність води по відношенню до накипоутворення. Стабілізаційний ефект при використанні ПАА сягав 16,7 % при дозі 1 мг/дм<sup>3</sup> та 45,8 % при дозі 2 мг/дм<sup>3</sup>. При підвищенні дози ПАА до 5,0 мг/дм<sup>3</sup> даний інгібітор забезпечував 100 % стабільність води. Гіпан в концентрації 5 мг/дм<sup>3</sup> для високомінералізованих вод забезпечує стабілізаційний ефект на рівні 99,8 %, а протинакипний ефект – 99,2 %. Отже, отримані результати свідчать про перспективність вибраних реагентів як стабілізаторів накипоутворення.

**SYNERGY OF ULTRASOUND AND ADVANCED OXIDATION PROCESS “PEROXATE”  
IN DECOLORIZATION OF AQUEOUS SOLUTION OF THIAZINE  
DYE METHYLENE BLUE**

**Y. Sukhatskiy, O. Zin, Z. Znak**

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

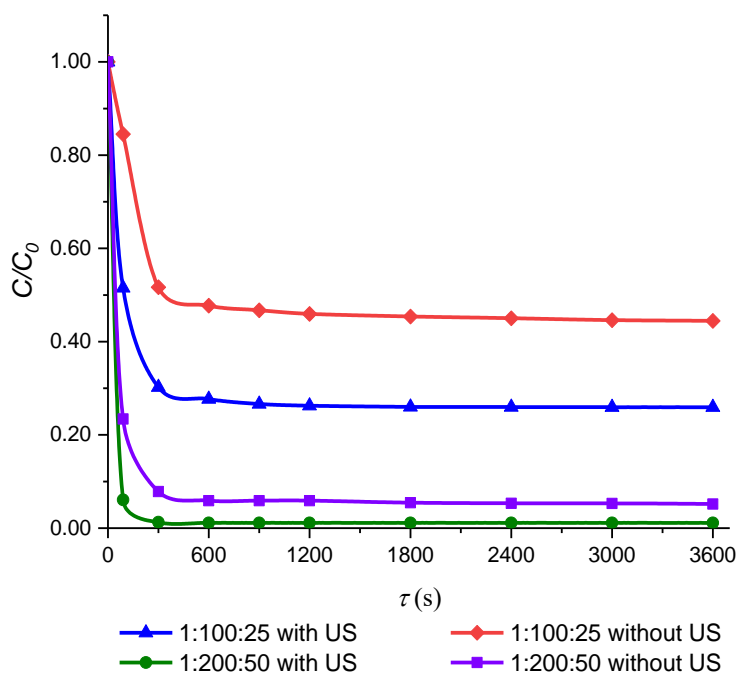
The complex structure of many dyes often determines their chemical resistance, as well as resistance to physical factors. Dyes containing heteroatoms are no exception in this case. A typical example of such dyes is the thiazine dye methylene blue (MB) with heteroatoms N, S and Cl. MB is used in the textile industry, chemistry, biology, medicine, etc. The hydrophilicity of MB causes intense coloration of water systems. Therefore, highly efficient and intensive decolorization of MB aqueous solutions is an urgent scientific and technical problem.

Typically, advanced oxidation processes are used to decolorize aqueous solutions of dyes. Recently, a powerful direction in the development of advanced oxidation processes is the use of physical factors (ultrasonic or hydrodynamic cavitation, ultraviolet or visible radiation, low or high temperatures) to activate oxidizing agents. Periodates are such oxidizing agents that require activation using physical factors. Periodates are oxidants of selective action with respect to chemical compounds with carbonyl or hydroxyl groups. The main advantage of using periodates as oxidizing agents is the generation of a number of strong oxidants – both radicals (hydroxyl  $\bullet\text{OH}$ , iodyl  $\text{IO}_3^\bullet$ , periodyl  $\text{IO}_4^\bullet$ ) and non-radical species (ozone  $\text{O}_3$ , periodate ions  $\text{IO}_4^-$ , iodate ions  $\text{IO}_3^-$ , hydrogen peroxide  $\text{H}_2\text{O}_2$ , atomic oxygen  $\text{O}(^3\text{P})$ , singlet oxygen  $^1\text{O}_2$ ).

Arab researchers [Chadi, N.E., Merouani, S., Hamdaoui, O., Bouhelassa, M., Ashokkumar, M.:  $\text{H}_2\text{O}_2$ /periodate ( $\text{IO}_4^-$ ): a novel advanced oxidation technology for the degradation of refractory organic pollutants. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5 (6), 1113-1123, 2019] have developed a completely new advanced oxidation process for biodegradation-resistant organic compounds, called “Peroxate” (system  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{IO}_4^-$ ). Due to the approbation of this process for decolorization of aqueous solutions of Toluidine blue dye (concentration of dye in aqueous solution  $10 \text{ mg/dm}^3$ ) for 1 minute at a molar ratio of  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{IO}_4^- = 10:1$ , pH 5.4 and a temperature of  $25^\circ \text{C}$  achieved a degree of discoloration of 98%. The researchers pointed to a key role in the oxidative decolorization of Toluidine blue in such reaction species  $\bullet\text{OH}$ ,  $^1\text{O}_2$  and  $\text{IO}_3^\bullet$ .

The aim of our work was to study the oxidative decolorization of aqueous MB solution under adiabatic conditions using a combination of ultrasound and the process “Peroxate” ( $\text{US}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{IO}_4^-$ ).

The figure shows the effect of different molar ratio MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub> on the kinetics of oxidative decolorization of aqueous MB solution (concentration 62.6 μM, equivalent to 20 mg MB/L) using the process H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KIO<sub>4</sub> both independently (process “Peroxate”) and in combinations with ultrasonic treatment (the so-called “Sonoperoxate” process).



**Figure 1** – The effect of the molar ratio of MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub> on the kinetics of discoloration of an aqueous solution of MB using the process H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KIO<sub>4</sub> alone and in combination with US (conditions: V = 1 L, C<sub>0</sub> = 62.6 μM, pH 7.0, initial temperature 17 °C, US power 180 W)

It was found that the intensifying effect of ultrasound on the oxidative decolorization of MB is more pronounced at a lower molar ratio of MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub>. Thus, at a molar ratio of MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub>=1:100:25, the use of the “Sonoperoxate” process made it possible to increase the degree of discoloration of the aqueous MB solution by 18.5% (up to 74.1%) compared to the “Peroxate” process, for which the degree of discoloration was 55.6%. At a higher molar ratio (MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub>=1:200:50) the degree of discoloration using similar processes increased by only 4.1% (from 94.8 to 98.9%).

The synergetic coefficient of the combined process US/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KIO<sub>4</sub> (“Sonoperoxate” process), calculated on the basis of the values of the rate constants of the processes US/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KIO<sub>4</sub>, US/KIO<sub>4</sub>, at a molar ratio of MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub>=1:100:25 was equal to 3.25, and at a molar ratio of MB:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:KIO<sub>4</sub>=1:200:50 – 1.62.



**ПРОБЛЕМИ ІДЕНТИФІКАЦІЇ ДИНАМІКИ ЗАБРУДНЕНЬ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ  
ГЕКСАМЕТИЛЕНДІАМІНОМ**

**І. С. Єремєєв<sup>1</sup>, А. О. Дичко<sup>2</sup>, В. А. Литвиненко<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Таврійський національний університет ім. В. І. Вернадського, Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний технічний університет України КПІ ім. Ігоря Сікорського, Київ, Україна

Підприємства по виробництву хімічних волокон є сталими джерелами забруднення водних екосистем у вигляді окремих плям, у тому числі й плям токсичних забруднень ТЗ (ПТЗ), наприклад гексаметилендіаміном. Останні характеризуються досить низькими рівнями, які у незначній мірі відрізняються від фонових, що ускладнює проблему дослідження динаміки ПТЗ. Задача ідентифікації динаміки ПТЗ може бути зведена до аналізу спостережень й співставленню їхніх результатів один з одним шляхом оцінювання метрики, тобто ненегативної функції, яка характеризує ступінь близькості упорядкованої пари точок (кривих, поверхонь) в метричному просторі. Як критерій ступеню невідповідності при ідентифікації ПТЗ може бути використана евклідова метрика.

Для реалізації підходу, що пропонується, необхідно, у першу чергу, сформувати множину еталонів - альтернативних моделей, кожна з яких моделює міграцію ПТЗ за межі конкретного регіону стосовно до однієї з можливих ситуацій, які можуть виникнути у регіоні або в його околицях. Крім того, як еталон можна використати інформацію про реальний розподіл ПТЗ на місцевості на межах регіону, отриману в результаті обробки даних представницьких вибірок в період, що передував початку досліджень. Ця інформація характеризуватиме «допустимий» рівень. Нарешті, як еталон може бути використаний і розподіл ПТЗ в будь-який відрізок часу після початку досліджень, у тому числі й розподіл ПТЗ після фактичного «інциденту», який мав місце, тобто інциденту, пов'язаного з виходом ТЗ (в наслідок неефективного очищення стічної води чи аварійної ситуації) в оточуюче середовище з наступною міграцією ПТЗ в регіоні, що контролюється.

Уся процедура в цілому реалізується у такій послідовності:

- формується множина  $SM = \{smk\}$  альтернативних моделей, про яку відомо, що для кожного конкретного випадку можливо вибрати оптимальну модель  $sm_{opt} \in SM$  ;

- одночасно чи послідовно екстраполюються (за допомогою  $k$  моделей) дані, що характеризують стан об'єкту чи процесу, який контролюється, у тих точках  $i \in I$  , де може бути потім (після закінчення інтервалу екстраполяції) визначено (виміряно) фактичний стан об'єкту (процесу); отримані розподіли згладжуються за допомогою одного й того ж алгоритму згладжування й формуються еталонні множини

$$X_{smk} = \{x_{smki}\}, k \in K ;$$

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

- виконується вимірювання реального стану об'єкту (процесу) у точках  $i \in I$ ; отриманий розподіл згладжується за допомогою алгоритму, що використовувався раніше при формуванні  $x_{smk}$ , й формується нечітка множина  $x(r) = \{x(ri)\}$ ;

- за відношення на  $x(r)$  та  $x(smki)$  використовується одне й те ж відношення упорядкування  $S[x(i)]$ , що виходить з однакової для обох множин процедури побудови згладжених (пласких чи просторових) кривих по точечним значенням  $x(smki)$  та  $x(ri)$ ;

- за відношення на  $S[x(r)]$  у  $S[x(smki)]$  приймається нечітка сукупність  $k$  упорядкованих пар пласких чи просторових кривих екстрапольованого (за допомогою  $k$  моделей) й фактичного розподілів станів (параметрів), що викликають інтерес, яка характеризується функцією належності

$$d(k) = d[x(ri); x(smki)], k \in K,$$

чи зворотною до неї величиною - метрикою

$$d^{(k)} = \{[(n-1)^{-1}] \{[x(ri) - x(smki)]^2\}^{1/2};$$

- визначається метрика, що відповідає оптимальній моделі  $sm_{opt}$ , наприклад за допомогою процедури

$$d^{k_{opt}} = \min\{d^{(1)}, \dots, d^{(k)}\}$$

- отримана метрика  $d^{(k_{opt})}$  співвідноситься з верхньою (максимально припустимою) межею (мірою) невідповідності еталону  $d_{max}$ , наприклад за допомогою нерівності

$$d_{opt}^{(k)} \leq d_{max} \quad (1)$$

у випадку невиконання нерівності (1) визначається належність окремих елементів нечіткої множини  $k$  до деякого упорядкованого ансамблю точок, що характеризується значеннями

$$\sup |x(ri) - x(smki)| \leq pd_{opt}^{(k)}, \quad (2)$$

де  $p > 1$  - коефіцієнт, пропорційний значенню довірчого інтервалу;

- побудування на основі аналізу результатів співставлень (1) та (2) евристики, яка однозначно характеризує стан довкілля.

Підхід, що пропонується, було перевірено під час оцінювання динаміки міграції ПТЗ (забруднення гексаметилендіаміном) низького(близького до допустимого рівня) забруднення водного середовища на межі санітарно-захисної зони підприємства ПАТ "Чернігівське Хімволокно". Отримані результати забезпечили однозначну ідентифікацію фактів міграції ПТЗ, що дозволяє вважати зазначений вище метод ідентифікації досить універсальним інструментом для виявлення динаміки будь-яких видів забруднень, близьких за рівнем до допустимого в природі рівня.

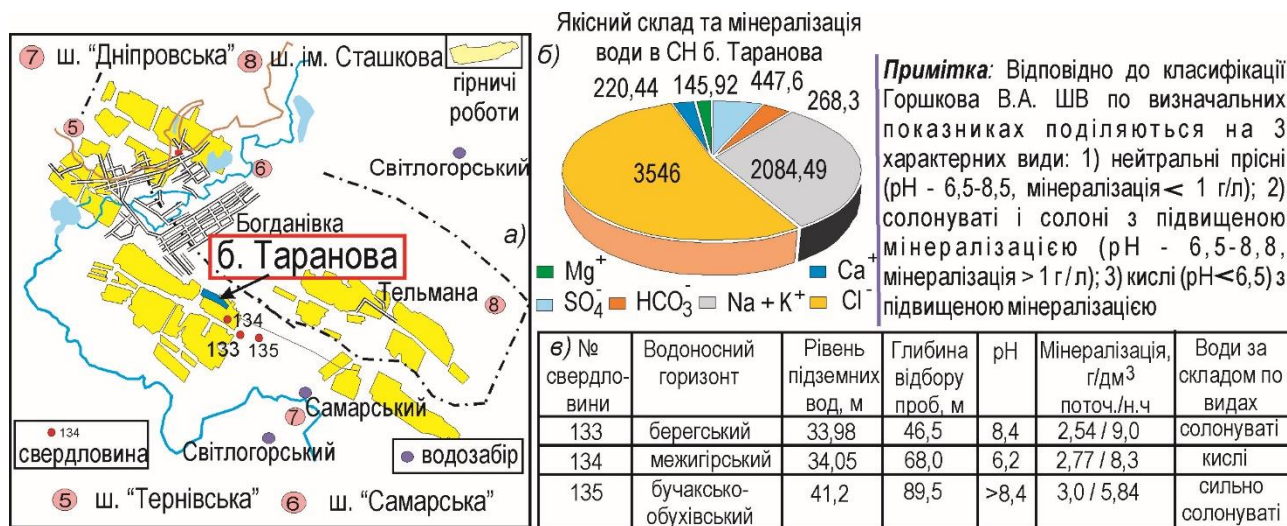
**ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ В ПРОЦЕСІ ФУНКЦІОНУВАННЯ  
СТАВКІВ-НАКОПИЧУВАЧІВ ШАХТНИХ ВОД  
ВУГІЛЬНИХ ПІДПРИЄМСТВ ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ**

**О. Улицький, Н. Д'яченко**

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ, Україна

Забруднення водних ресурсів високомінералізованими шахтними водами (ШВ) з підвищеним вмістом макрокомпонентів, а також шламами і дрібними відходами гірських порід часто ускладнює або унеможлиблює подальше використання підземних вод. Очищення ШВ від завислих речовин на більшості шахт Західного Донбасу, здійснюється у ставках-накопичувачах (СН). Останні не зовсім ефективно, якісно та вчасно виконують свої функції, тому скид ШВ продовжує негативно впливати на якісний стан малих річок.

Ставок-накопичувач шахтних вод в б. Таранова розташований в 1 км на південний схід від с. Богданівка на полі шахти «Дніпровська» (Західний Донбас) (рис. 1, а). Об'єкт введено в експлуатацію 1972 році. При будівництві СН гирло природного яру було перекрито дамбою з відвальних шахтних порід. В безпосередній близькості до ставка-накопичувача знаходяться Світлогорський та Самарський водозабори. Зона аерації днища та схилів балки представлена, переважно, лесоподібними суглинками й червоно-бурими глинами, потужністю до 37 м.



**Рисунок 1** – План-схема території досліджень (а) з деталізацією аналітичних досліджень (б, в)

Слід зауважити, що СН ШВ у б. Таранова ємністю 6,27 млн.м<sup>3</sup>, підроблений гірничими роботами шахти «Дніпровська», які пройдені на невеликих глибинах (200-300 метрів від земної поверхні). Саме гірничі виробки створили додаткові умови просочування шахтних вод в систему штучних тріщин у верхній частині осадових надкарбонів відкладів (наносів). В СН скидається шахтна вода з шахт: «Дніпровська», «Самарська», та ім. Сташкова. Об'єми

скинутої води значно перевищують його ємність. За матеріалами технологічних служб шахт зі скинутих шахтних вод в об'ємі 14,6 млн.м<sup>3</sup> у зв'язку з недостатньою ємністю СН б. Таранова, 7,01 млн.м<sup>3</sup> шахтної води перекачується в СН б. Свідовок, а 1,32 млн.м<sup>3</sup> скидається на рельєф в заплаву р. Самара. Тобто, з усіх скинутих ШВ до ставку б. Таранова поступає 43% забрудненої води. Проведені нами дослідження та розрахунки коефіцієнта інфільтрації  $K_{\text{інф}}$  (низхідний рух шахтної води під дією сили тяжіння) показують, що в зоні аерації він досягає дзеркала підземних вод і дорівнює приблизно 0,279. Тобто, практично третина мінералізованих шахтних вод повертаються до підземних водоносних горизонтів. Підсумовуючи наведене вище, маємо наступні показники розподілу забруднених вод: у природне середовище скидається понад 64 % ШВ, а у СН залишається тільки 36 %. Як що на довкілля з б. Таранова скидається 3,07 млн.м<sup>3</sup> шахтної води, при мінералізації 6,8 г/дм<sup>3</sup>, за рік в НС поступило 20876 т розчинених у воді речовин (солей, мінеральних речовин та інше).

Нами проаналізовано якісний та кількісний склад ШВ у СН у б. Таранова (рис. 1, б). Визначено, що лужність ( $\text{Na}+\text{K}^+$ ) при нормі менше 6,5 мг/дм<sup>3</sup> (для питної води) перевищує ГДК у 320 разів, жорсткість ( $\text{Ca}^++\text{Mg}^+$ ) при нормі не більше 10 мг/дм<sup>3</sup> (для питної води) перевищує ГДК у 36,6 разів, хлориди ( $\text{Cl}^-$ ) при нормі 350 мг/дм<sup>3</sup> (допустимі концентрації забруднюючих речовин (ДКЗР) у стічних водах) перевищує ГДК у 10 разів. Магній ( $\text{Mg}$ ) при нормі 40 мг/дм<sup>3</sup> (ДКЗР у стічних водах) перевищує ГДК у 3,6 разів. Сульфати ( $\text{SO}_4$ ) при нормі 400 мг/дм<sup>3</sup> (ДКЗР у стічних водах) перевищує ГДК у 1,1 разів. Вода відноситься до 3 класу небезпеки. Вміст  $\text{Na}$ ,  $\text{Mg}$ , хлоридів, сульфатів значно перевищує ГДК. Тому, ці води не можуть бути рекомендовані для водопостачання і не відповідають ГДК та ОБУВ для рибогосподарських водойм, а також вимогам до стічних вод для зрошення.

У роботі також інтерпретовано види підземних вод (ПВ) навколо СН б. Таранова за показниками мінералізації за даними 3 наглядних свердловина (133-135) відомчої мережі «Павлоградвугілля» (рис. 1, а), що обладнані на бучаксько-обухівський, межигірський та берекський водоносні горизонти (рис. 1, в). За класифікацією Горшкова В.А. (рис. 1, примітка) ПВ відносяться до солонуватих, кислих та сильно солонуватих. Кислих ПВ в районі вугільних родовищ не існує, в той час як кислі ШВ утворюються в старих виробках, тобто межигірський ВГ приймає ШВ, що утворюються в старих виробках. У водах берегського ВГ навколо СН мінералізація змінилася відносно початкової, більш ніж в 3 рази (рис. 1, в). При цьому, розраховано, що рівень підземних вод піднявся: в найближчому до поверхні берекському ВГ на 4.2 м; межигірському - на 4,9 м; у бучаксько-обуховському - рівень практично не змінився.

Отримані результати дослідження необхідно використовувати при прийнятті технічних рішень щодо створення бар'єрів на шляху проникнення ШВ та прогнозуванні забруднення ПВ скинутими водами підприємств.

**СТАЛЕ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ У КОНТЕКСТІ АПРОКСИМАЦІЇ  
ПОЛОЖЕНЬ УГОДИ «УКРАЇНА-ЄС»**

**Ж. Дерій, Н. Лисенко**

Національний університет «Чернігівська політехніка», м. Чернігів, Україна

Угода Україна-ЄС надала нові можливості щодо інституційної трансформації окремих сфер суспільного життя, у тому числі й сфери охорони довкілля. Підписання Угоди поклало на державу ряд зобов'язань щодо апроксимації європейських директив зокрема з води, серед них: Директива 2000/60/ЄС Європейського парламенту і Ради «Про затвердження рамок діяльності співтовариства у сфері водної політики»; Директива 2007/60/ЄС Європейського парламенту і Ради «Про оцінки і управління ризиками затоплення»; Директива 2008/56/ЄС Європейського парламенту і Ради «Про затвердження рамок діяльності Співтовариства в сфері екологічної політики, що стосується морського середовища»; Директива Ради 98/83/ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною»; Директива Ради 91/676/ЄС «Про захист вод від забруднення нітратами із сільськогосподарських джерел»; Директива Ради 91/271/ЄС «Про очищення міських стічних вод». Виконання Угоди у частині сталого водокористування орієнтується на досягнення шостої ЦСР – Чиста вода та належні санітарні умови.

Для виконання зобов'язань Угоди у частині водних ресурсів, було розроблено «дорожню карту» до 2024 року якою передбачено ряд дій щодо реформи водного господарства. Реформи які започатковано, орієнтуються зокрема на забезпечення необхідної кількості водних ресурсів для розвитку водних та навколводних екосистем; досягнення безпечного стану водних об'єктів; запровадження інтегрованого управління водними ресурсами з метою сталого розвитку водно-ресурсного потенціалу країни та водних екосистем. Відповідно основними напрямками реформування визначено:

- реформування у сфері державного управління водними ресурсами;
- розробка Стратегії водної політики України;
- розробка Національної морської стратегії;
- формування правової бази державного моніторингу вод;
- розробка планів управління річковими басейнами.

Перехід на нову систему інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом передбачає, що стале управління водними ресурсами розглядається як діяльність щодо усунення наявних водно-екологічних загроз, створення умов для безпечного водокористування, відтворення та охорона водних ресурсів та екосистем. Новий механізм

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

управління водними ресурсами дозволяє використовувати комплексний підхід згідно з яким об'єднано всіх користувачів водних ресурсів від місця забору до точки скиду.

Протягом 2014-2019рр. було проведено гідрографічне та водогосподарське районування; визначено перелік забруднюючих речовин для встановлення хімічного стану вод; проведено інституційну трансформацію структури водного сектору; визначено Порядок розроблення водогосподарських балансів; затверджено Порядок розроблення плану управління річковим басейном; створено електронний водний кадастр – геопортал «Водні ресурси України; розроблено методики визначення водних масивів та їх віднесення до класів.

На період 2022-2024 рр. у сфері сталого управління водокористуванням передбачено ряд заходів які виконуються у рамках Водної Рамкової Директиви, і у тому числі затвердження Планів управління річковими басейнами для районів річкових басейнів: Дону, Дністра, Дунаю, Вісли, Дніпра, Південного Бугу, Криму, Приазов'я, Причорномор'я. З цих басейнів вісім є прикордонними, актуалізує питання співпраці та взаємодії з державами-сусідами та спільного управління цими водними басейнами.

Всі райони річкових басейнів орієнтуються на екологічну ціль щодо досягнення та підтримки належного екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, а також розвиток екологічного потенціалу штучних та істотно змінених масивів поверхневих вод.

Одним з важливих аспектів інтегрованого управління водними ресурсами у межах басейнів є створення публічних консультативних органів – басейнових рад. Завдяки створенню такої платформи комунікації відбувається співпраця центральних та місцевих органів влади, суб'єктів господарювання, громадськості.

Сталому управлінню водними ресурсами сприяють європейські підходи здійснення моніторингу вод, який проводиться у відповідності з національним законодавством – Порядком здійснення державного моніторингу вод, згідно з яким відбувається шестирічний цикл моніторингу й класифікацію стану води за п'яти класами екологічного стану та двома – хімічного.

Таким чином поступова апроксимація положень Угоди сприятиме сталому управлінню водними ресурсами та забезпеченню чистого довкілля.

**WATER RESOURCES MANAGEMENT SYSTEM IN UKRAINE:  
DIRECTIONS OF IMPROVEMENT IN THE FRAMEWORK OF  
THE EUROPEAN UNION–UKRAINE ASSOCIATION AGREEMENT**

**V. Margasova, K. Hnedina**

Chernihiv Polytechnic National University, Chernihiv, Ukraine

The issues of reformation of Ukrainian water resources management system and implementation of new mechanisms of water ecological safety are the focus of attention of scientists, managers, stakeholders etc. The strategies of improvement of water resources management system should be formed according to the European Union-Ukraine Association Agreement. It causes the relevance of the research of ecological commitments of Ukraine in the framework the Association Agreement and the process of tasks performance in the sphere of water management. It is important to identify the overdue tasks and to find the ways of their implementation. The overall progress in the implementation of scheduled tasks in the field of "Environment and Civil Protection" for the period from 01.11.2014 to 31.10.2024 refers to 53% [1]. The tasks, which were fully implemented in the framework of sub-direction "Water Resources" from 2016 to 2020 include: improvement of the Ukrainian legislation on flood risk assessment and management; ensuring the cooperation with EU countries on sustainable development of the maritime sector in the context of the EU Integrated Maritime Policy (Blue Growth Strategy); ensuring the international obligations performance on sustainable use of the Danube River; ensuring the legislative consolidation of the basin management system of water resources; ensuring the cooperation with the EU in the field of maritime policy; ensuring the preliminary assessment of flood risks; improvement of the legislative support for EU requirements for the content of substances and microorganisms in drinking water and formation of the drinking water quality monitoring system; implementation of the monitoring of river basins [1]. It is to be noted, that commitment to implement the European river basin monitoring practices is completely performed. In particular, the methodology for determining the ecological and chemical status of water bodies is defined and approved, the analysis of characteristics of river basin districts is carried out and the quality monitoring program of surface and underground waters is formed and implemented [1]. At the same time, some tasks remain unfulfilled, the deadline for their implementation is overdue, and there is no progress in certain tasks at all. As of 2021, the draft action plan for achieving good environmental status of marine waters has been formed, but the task of implementing the program of measures to achieve good environmental status of marine waters has been completed within 3 months of 2021 by 25% and there is a risk of failure to perform this task by 31.10. 2021 (Table 1).

**The tasks of the Agreement on the sub-direction "Water Resources"  
with overdue deadline or risk of delay \***

Year	Tasks	Progress for 12 months of the certain year	Article of the Agreement
2017	Ensuring the achievement of sustainable development goals (the goal № 6 - ensuring the availability and sustainable management of water resources and sanitation) and the goals of integrated water resources management through cooperation in the framework of the project "Supporting the EU Water Initiative in Eastern Europe, Caucasus and Central Asia (EECCA)"	25%	V.18.2.411
2017	Ensuring the approximation of Ukrainian legislation to EU legislation on the prevention of pollution of groundwater and surface water by nitrates from agricultural sources	40%	V.6.363
2018	Enactment of national legislation on the mechanism of agreement and coordination of elements of the maritime strategy with the relevant EU member countries and determination of the authorized body (bodies) in this field	0%	V.6.363, Appendix XXX
2018	Ensuring the compliance with EU requirements during urban wastewater treatment	70%	V.6.363
2018	Assessment of vulnerability of groundwater and surface water to nitrate pollution from agricultural sources	0%	V.6.363
2018	Formation of the strategy for the protection and reproduction of the natural environment of the Azov and Black Seas and its coordination with EU member countries, implementation of a baseline assessment of marine waters, determination of good environmental status and establishment of environmental objectives and indicators (articles 5 and 8-10)	55%	V.6.363, Appendix XXX
2018	Ensuring the approximation of Ukrainian legislation to EU legislation in terms of ecological policy concerning the environment of the Azov and Black Seas	70%	V.6.363
2018	Ensuring the reduction of groundwater and surface water pollution by nitrates from agricultural sources	0%	V.6.363, Appendix XXX
2019	Implementation of legislative support for the assessment of the state of water disposal and urban wastewater treatment	0%	V.6.363, Appendix XXX
2020	Implementation of the monitoring program for the current assessment of the state of sea waters	0%	V.6.363, Appendix XXX
2020	Ensuring the compliance with EU wastewater treatment requirements before discharge in vulnerable zones and agglomerations	0%	V.6.363, Appendix XXX
2021	Implementation of the program of measures to achieve good ecological status of sea waters	25%** (**progress for 3 months of 2021)	V.6.363, Appendix XXX

\*Source: it is formed by the authors based on data [Puls Uhody. Monitorynh realizatsii planu zakhodiv z vykonannia Uhody. Yerointehratsiinyi portal. [Pulse of the Agreement. Monitoring the performance of the action plan for the implementation of the Agreement. Eurointegration portal]. URL: <https://pulse.kmu.gov.ua/ua/streams/environment> [in Ukrainian]].

Therefore, the further actions to improve the water resources management system should be aimed at fulfilling the above listed tasks in order to achieve the target goals and meet the environmental obligations of Ukraine in the framework of the European Union-Ukraine Association Agreement.



**ТЕХНОЛОГІЇ ТА МЕТОДИ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД  
МАШИНОБУДІВНИХ ПІДПРИЄМСТВ**

**А. С. Босюк**

НТУ «Харківський політехнічний інститут», Харків, Україна

На сьогодні, очистка стічних вод є однією з головних проблем екологічного характеру. Більша частина машинобудівних підприємств України стикається з проблемою вибору правильного методу очистки стічних вод та можливістю застосування ефективних технологій, споруд і обладнання для очистки стоків та обробки осаду.

Забруднення, що містяться в стічних водах, можуть бути класифіковані за різними ознаками, найважливішими з яких є їх походження і фазово-дисперсний стан.

За походженням забруднення можна поділити на мінеральні, органічні, біологічні та бактеріальні. Також, усі домішки стічних вод, незалежно від їх природи, можна поділити на чотири групи відповідно до розмірів їх частинок.

В свою чергу, стічні води машинобудівних підприємств можна розділити на три основні категорії: виробничі стічні води, які утворюються в технологічному процесі; побутові стічні води (від санітарних вузлів виробничих і невиробничих приміщень); поверхневі стічні води.

Для того щоб визначити метод очистки стічних вод та подальшої можливості випуску їх у водойми, необхідно проводити аналіз води, де буде присутня інформація щодо наявності в них цінних чи токсичних домішок. Різноманітність складу стічних вод та неможливість визначення кожної забруднюючої речовини робить необхідним використання групових показників, які характеризують певні властивості води без ідентифікації окремих речовин. Наприклад, визначення органолептичних показників дозволяє уникнути кількісного визначення у воді кожної речовини, що має запах чи надає воді забарвлення. Однак, у перелік обов'язкових аналізів включається визначення концентрацій специфічних домішок, які надходять у міську каналізаційну мережу від підприємств.

Проблема мінімізації екологічного збитку в умовах промислового виробництва може вирішуватися в двох напрямках за рахунок підвищення ефективності існуючих методів очищення промислових викидів в навколишнє середовище та впровадження нових альтернативних екологічно чистих технологій.

Виробничі стічні води піддаються очищенню біохімічними, хімічними, сорбційними методами, а також методами електродіаліз, іонного обміну, зворотного осмосу, які є трудомісткими та дорогими. Отже, доцільно використовувати роздільні системи водовідведення, тобто виробничі і поверхневі стічні води повинні піддаватися очищенню на різних очисних спорудах з різною технологічною лінією очистки.

**ВИБІР РАЦІОНАЛЬНОЇ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ  
БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ПРИ  
РЕКОНСТРУКЦІЇ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД КАНАЛІЗАЦІЇ**

**С. Б. Проценко, М. Д. Кізеєв, О. С. Новицька**

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, Україна

Однією з найважливіших проблем водопровідно-каналізаційного господарства в Україні є низька ефективність роботи міських очисних споруд (ОС) каналізації, що були збудовані у 60...80-ті роки минулого століття, але продовжують працювати і нині. Більшість із них завантажені сьогодні лише частково від своєї проектної потужності, а отже існує значний потенціал для покращання їхньої роботи шляхом зміни технології біологічного очищення стічних вод за мінімальних видатків на реконструкцію.

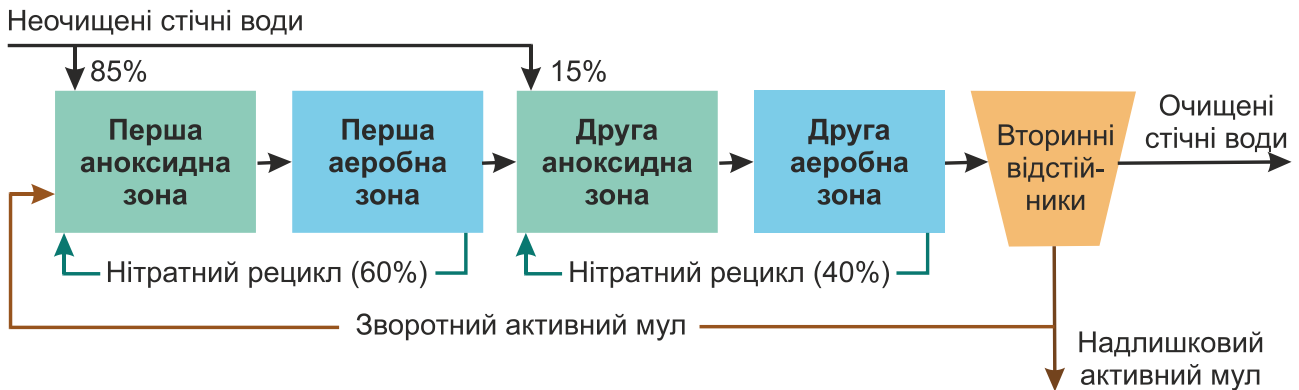
Розглянемо, як приклад, діючі ОС одного з обласних центрів України, що були введені в експлуатацію в середині 70-х років минулого сторіччя і мали проектну продуктивність 70 тис. м<sup>3</sup>/добу. Сьогодні на ці споруди надходить суміш господарсько-побутових, виробничих та частково дощових і талих стічних вод (із загальносплавної системи каналізації центральної частини міста), а також фільтрат з міського полігону твердих побутових відходів і рідкі відходи з вигрібних ям та септиків неканалізованих районів. Середньомісячні добові витрати стоків у 2017-2019 роках становили в середньому – 39,2 (від 33,9 до 48,9) тис. м<sup>3</sup>/добу, а значення основних показників забруднення (мг/дм<sup>3</sup>) дорівнювали: завислі речовини – 264 (221...347), БПК<sub>5</sub> – 243 (203...344), ХПК – 463 (367...703), азот амонійний – 44,9 (32,8...60,4), фосфати – 7,1 (5,7...9,3).

Споруди біологічного очищення стічних вод на діючих ОС на сьогодні представлені чотирма секціями чотирикоридорних аеротенків-витіснювачів із загальним об'ємом 46 тис. м<sup>3</sup>, що працюють з регенерацією активного мулу, при цьому під регенератори відведені два з чотирьох коридорів кожного аеротенка, тобто 50% об'єму споруди. Надлишковий активний мул з вторинних відстійників спрямовується у преаератори для попередньої біокоагуляції забруднень стічних вод перед їх проясненням у первинних відстійниках.

На сьогодні існуюча на ОС технологічна схема морально застаріла і не відповідає сучасному рівню розвитку науки і техніки та нормативним вимогам щодо необхідного ступеня очищення стічних вод від сполук азоту і фосфору. Як наслідок, ОС працюють недостатньо ефективно, про що свідчить перевищення значень допустимого вмісту забруднюючих речовин в очищених стічних водах практично за всіма основними показниками, крім ХПК.

На думку авторів, ефективність біологічного очищення стічних вод на діючих ОС можна суттєво підвищити шляхом переведення роботи аеротенків на технологію нітри-

денітрифікації за двоступінчастою схемою (див. рисунок), кожний ступінь якої аналогічний окремому модифікованому процесу Людзака-Еттінгера (МЛЕ).



**Рисунок 1** - Рекомендована технологічна схема двоступінчастого процесу МЛЕ

Порівняно з традиційною схемою процесу МЛЕ, запропонована двоступінчаста схема дозволяє дещо зменшити величину внутрішнього нітратного рециклу, підвищити масу активного мулу в системі та його вік, забезпечити більшу сталість, надійність та ефективність очищення стічних вод.

З метою мінімізації залишкового вмісту азоту загального в очищених стічних водах авторами було виконано оптимізацію розподілу потоків стічних вод та нітратного рециклу між окремими ступенями рекомендованої двоступінчастої схеми. Було з'ясовано, що за умов, що розглядаються, в перший ступінь біореактора доцільно подавати 85% витрати неочищених стічних вод та 60% внутрішнього нітратного рециклу, а решту потоків спрямовувати у другий його ступінь.

Для оцінки ефективності запропонованого рішення засобами комп'ютерної програми Hydromantis GPS-X було виконано динамічне моделювання роботи аеротенків за різними технологічними схемами біологічного очищення стічних вод при витратах, температурах і показниках якості стоків згідно з їх фактичними середньомісячними значеннями за 2017-2019 роки. Як показали результати проведених досліджень, запропонована технологічна схема двоступінчастого процесу МЛЕ, порівняно з іншими схемами, забезпечує більш високий і сталий ефект очищення стічних вод, особливо від сполук азоту. При цьому значення показників забруднення очищених стічних вод ( $\text{мг/дм}^3$ ) за результатами моделювання за рекомендованою схемою становили: завислі речовини – 11,1 (9,9...13,6), БПК<sub>5</sub> – 4,6 (2,8...9,2), ХПК – 35,7 (31,0...42,6), азот амонійний – 0,48 (0,13...3,35), азот нітритний – 0,40 (0,14...1,65), азот нітратний – 5,62 (2,75...9,18), фосфор фосфатів – 0,065 (0,023...0,19).

**PROCESSING OF INDUSTRIAL PLANT WASTE INTO  
PECTIN – MAINTAINING THE ECOLOGICAL BALANCE OF THE ENVIRONMENT**

**I. Bejanidze<sup>1</sup>, T. Kharebava<sup>1</sup>, V. Pohrebennyk<sup>2</sup>,**

**N. Davitadze<sup>3</sup>, N. Didmanidze<sup>1</sup>, N. Nakashidze<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Batumi Shota Rustaveli State University, Georgia,

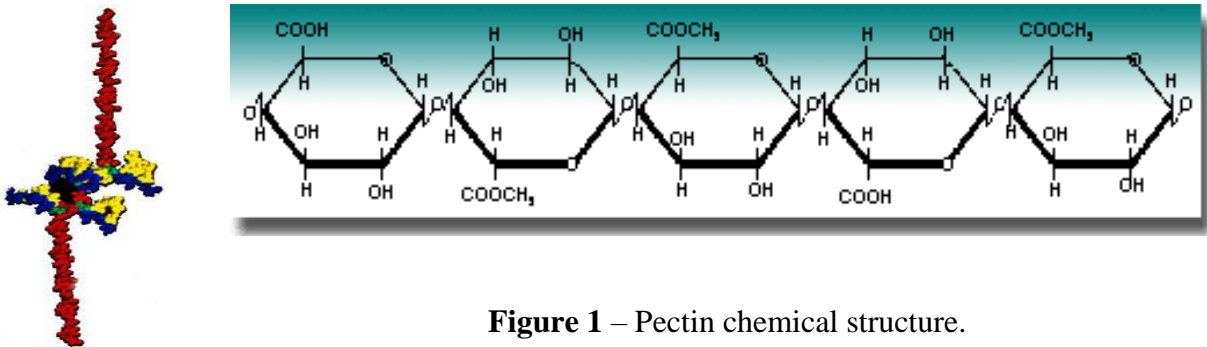
<sup>2</sup> Lviv Polytechnic National University, Ukraine,

<sup>3</sup> LTD Batumi Water, of chemical-bacteriological laboratory, Georgia

The inability of the population to fully sell the harvested fruits in the season, the lack of an effective technology for their storage, as well as industrial waste that is formed during the processing of fruits into juices and juice products, unfortunately, do not overwhelm, rot and are dumped into water bodies and rivers, polluting them and thereby disrupting ecological balance in the area. One of the solutions to this issue is the processing of waste into dietary fiber, in particular for pectin.

Pectin are used in food industry because of their excellent gelling, thickening, and stabilizing properties. Pectin is a part of plant cell wall, so almost plants contain it. Raw pectin from plants does not exert healing effects due to its chemical structure. All green land plants as well as some sea grasses contain pectin substances which in combination with cellulose are responsible for the structural properties of fruits and vegetables.

Pectin consists mainly of galacturonic acid and galacturonic acid methyl ester units forming linear polysaccharide chains and is normally classified according to its degree of etherification (Fig. 1, 2).

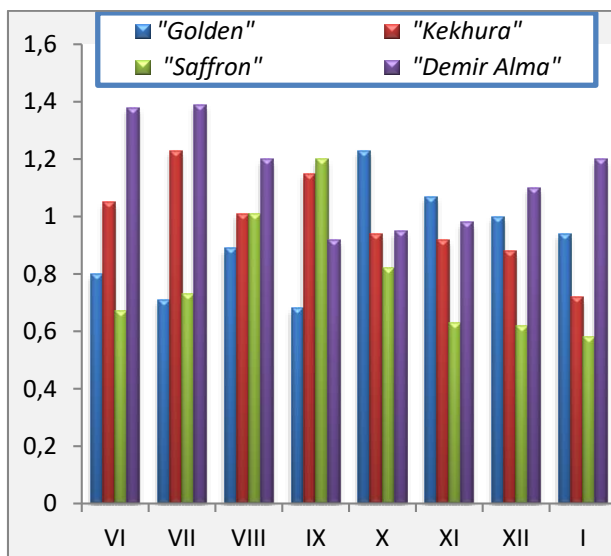


**Figure 1 – Pectin chemical structure.**

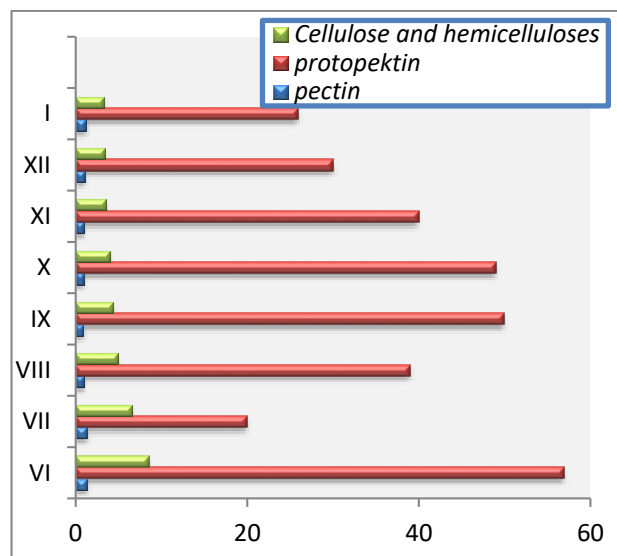
Ion-exchange and sorption properties are generally depending on free carboxyl groups of pectin, whereas gelling capacity are depending on etherified carboxyl groups and molecular weight. Therefore, pectin with degree of etherification 5% exerts 10-20 times more pronounced sorption capacity in comparison to pectin with degree of etherification 50%. So, the gel-forming properties of this sort of pectin are not considerable and it helps to make diffusion processes move faster and accelerate ion-exchange and sorption. Dietary pectin was proved as quite effective in treatment of

chronic poisonings with heavy metals like cobalt, lead, mercury, cadmium, and some others. Its effects are directly depending on the degree of etherification. The lower degree of etherification the more metal ions pectin can bind and remove from human body. One of the prominent properties of pectin is they ability to reduce signs of intoxication of any origin. So, they are useful for patients with acute respiratory diseases, various kinds of inflammatory processes, chronic renal failure as well as for persons being subjected to chemo- and radiotherapy.

The research was performed on apple fruit of three varieties: "Golden", "Saffron", "Kekhura" and "Demir Alma". In the peel (albedo, flavedo), pulp and juice we defined food fiber, namely, pectin substance content: total, soluble, protopectin, cellulose and hemicelluloses. We studied the dependence of their content on the fruit variety, its cultivation area, storage, ripening and maturation time. The obtained data is shown in Figures 2, 3.



**Figure 2** – Changes in pectin content during ripening – storage of fruits



**Figure 3** – Changes in dietary fiber content during ripening - storage of “Demir-Alma” apples

It was established that pectin substances are accumulated throughout the period of ripening: the protopectin transformation into soluble pectin, but the total pectin substance content does not change. In terms of the pectin substance content, apple fruit range as follows: "Saffron" – "Kekhura" – "Demir Alma" – “Golden”. During the maturation process the insoluble protopectin content decreases, it transfers into a soluble form and pectin quality changes. Its quantity it is decreased, since the process of the accumulation of the sugar and other substances simultaneously continues. Apple fruit peel has been found to be rich in pectin substance.

**ВДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ШАХТНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ  
ШАХТИ «ПАВЛОГРАДСЬКА» ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ**

**В. І. Полтавець, Д. В. Кулікова**

Національний технічний університет «Дніпровська політехніка», Дніпро, Україна

Розвиток сучасного суспільства характеризується все більш відчутними негативними наслідками антропогенного впливу на навколишнє природне середовище та на стан водних об'єктів.

Інтенсивна експлуатація мінеральних і сировинних ресурсів призвела до того, що на території розташування гірничодобувних підприємств зазнали істотних змін і трансформації природні ландшафти, ґрунти, поверхневі водойми, підземні води, внаслідок чого нерідко в цих компонентах навколишнього середовища спостерігаються незворотні процеси.

Розробка родовищ корисних копалин пов'язана з безперервним відкачуванням шахтних і кар'єрних вод з їх подальшим скидом у відстійники, ставки-накопичувачі, балки, яри, природні пониження та прилеглі водотоки й водойми. Безпосередній скид шахтних і кар'єрних вод у природні пониження та поверхневі водойми завдає значної шкоди навколишньому середовищу, що суттєво знижує рівень його екологічної безпеки.

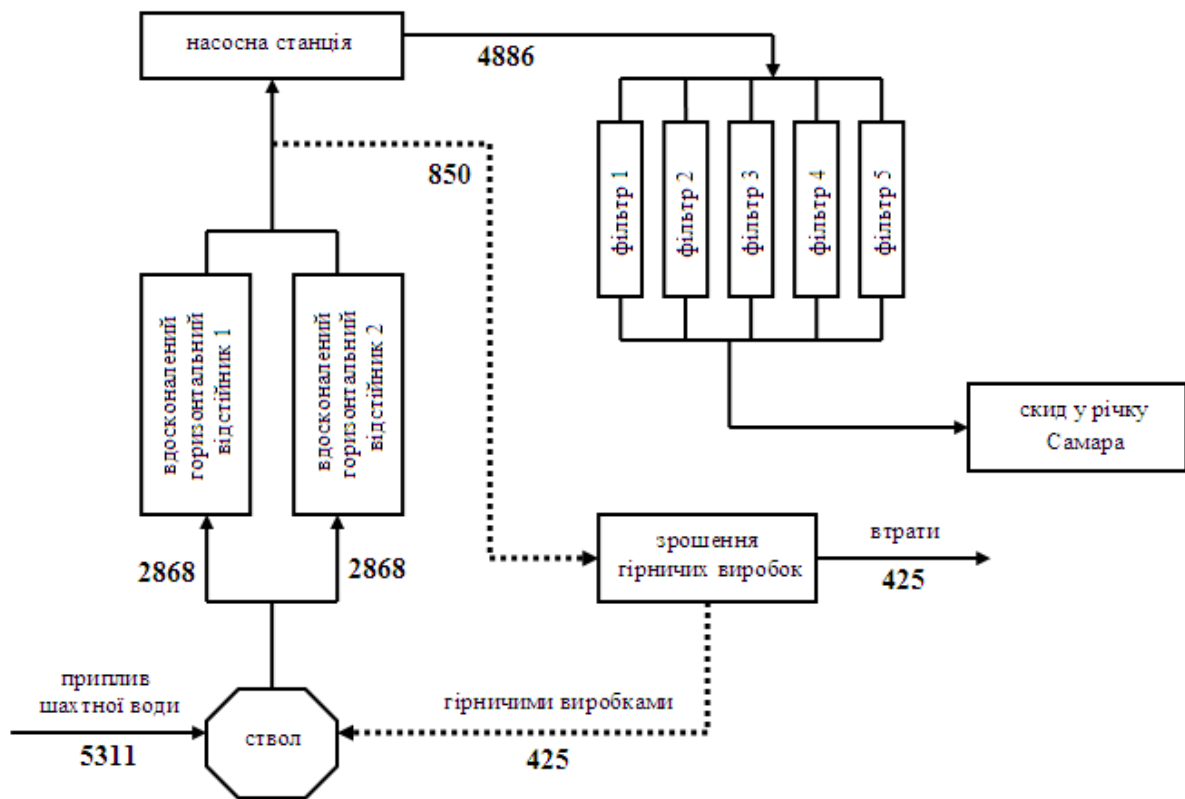
Відносно висока забрудненість шахтних вод пояснюється багатьма причинами. По-перше, багато шахт мають недостатні обсяги горизонтальних відстійників і зовсім не мають регулюючих ємностей. Тому при роботі головних водовідливів в автоматизованому режимі насоса доводиться відкачувати воду, безпосередньо з відстійників, куди потрапляє пульпа від очищення водозбірників, що призводить до надмірного забруднення вод, які в ньому скупчилися. В результаті, насоси відкачують у водойми загального користування дуже брудні води. По-друге, велику кількість шахтних очисних споруд побудовано з порушенням основних вимог санітарних норм і правил. Через це вони не забезпечують належної якості очищення шахтної води. По-третє, ставки-накопичувачі шахтних вод не завжди ефективно очищують воду від забруднюючих речовин та патогенної мікрофлори, і самі можуть бути фактором ризику вторинного забруднення і поширення збудників інфекції. Накопичення токсикантів в донних відкладеннях може стати причиною вторинної токсичності води (надалі стає можлива зворотна міграція важких металів з донних відкладень у воду). Токсиканти переміщуються, мігрують і накопичуються, а, крім того, перетворюються в більш стійкі форми.

В умовах недостатності природних водних об'єктів в гірничодобувних регіонах, населення прилеглих до шахт районів найчастіше використовують ці ставки, як для поливу сільськогосподарських угідь, так і в рекреаційних цілях (відпочинку, купання, риболовлі).

Тому зниження рівня забруднення води в них до нормативних значень набуває особливої актуальності.

У зв'язку з вищевикладеним потребує вирішення актуальна науково-практична задача, що полягає в удосконаленні технології очистки шахтних вод як в умовах окремої вугільної шахти, так і вугледобувної галузі в цілому.

Для забезпечення умов екологічної безпеки в місцях скиду недостатньо очищених шахтних вод у поверхневі водойми запропоновано на прикладі діючого вугледобувного підприємства Західного Донбасу вдосконалити технологічну схему водовідведення за рахунок впровадження горизонтального відстійника модернізованої конструкції та встановлення на завершальному етапі очищення швидких відкритих зернистих фільтрів з низхідним рухом потоку рідини, схема якої наведена на рис. 1.



**Рисунок 1** – Удосконалена балансова схема водовідведення шахти «Павлоградська» ВСП «Шахтоуправління Павлоградське» (величини витрат наведено в м<sup>3</sup>/добу)

Впровадження запропонованої технології знижує вміст завислих речовин у воді до нормативних показників якості поверхневих водойм. Це дозволить використовувати її на виробничі потреби вугледобувного підприємства та власні потреби очисних споруд. Крім того, надлишок доочищеної води може скидатися до прилеглих поверхневих водойм, не перевищуючи відповідних нормативів їхньої якості.

**ЗАСТОСУВАННЯ ВЕРМИКУЛІТУ ПРИ МЕХАНІЧНОМУ ЗНЕВОДНЕННІ  
НАДЛИШКОВОГО АКТИВНОГО МУЛУ**

**А. О. Шевченко<sup>1</sup>, Т. О. Шевченко<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>LPP S.A., Гданськ, Польща

<sup>2</sup>Харківський національний університет

міського господарства імені О. М. Бекетова, Харків, Україна

Сирий осад, надлишковий активний мул або їх суміші є найскладнішими з точки зору їх очищення та утилізації. Основні труднощі при переробці осадів вищезазначених типів пов'язані з великою кількістю осаду та високим вмістом вологи. Здатність побутового осаду стічних вод до гниття, бактеріальне забруднення та його властивість утримувати вологу під час зрідження також ускладнюють обробку осаду.

Утилізація стічних вод у сільському господарстві набирає популярності як джерело переробки та утилізації відходів. Осад стічних вод, як правило, містить корисні сполуки потенційної екологічної цінності.

Згідно зі звітом Європейської Комісії, опублікованим у 2010 році, 39% осаду стічних вод, виробленого в Європейському Союзі, переробляється у сільське господарство. Варіанти поводження вимагають детальної характеристики відходів, оскільки багато з них можуть містити сполуки, які можуть завдати шкоди екосистемі, такі як важкі метали, органічні забруднювачі тощо.

В даний час зростання цін на комунальні послуги та розвиток глобальних заходів з охорони навколишнього середовища змусять очисні споруди шукати найбільш економічні та високоавтоматизовані технології, які зможуть досягти високої ефективності процесу. Зневоднення осаду є критичним процесом для кожної комунальної очисної споруди, і це дуже динамічний процес, який можна змінювати та налаштовувати за широким спектром технологічних параметрів. Економія експлуатаційних витрат, досягнута завдяки технології зневоднення осаду та модернізації обладнання, може включати зменшення об'єму зневодненого осаду, а також зменшення споживання електроенергії, води та реагентів, таких як флокулянт.

Поряд із загальноприйнятими методами кондиціонування, заснованими на додаванні флокулянтів та зневодненні на стрічкових фільтр-пресах, декантерних центрифугах та шнекових пресах, існує механічний метод кондиціонування, що базується на додаванні мінеральних компонентів для подальшого зневоднення на камерно-мембранних фільтр-пресах. Традиційно для таких цілей використовується вапно у вигляді вапняного молока; однак з економічної точки зору місцеві відходи, такі як зола, доломітовий пил, вермикуліт,



також можуть бути ефективними. Осад, зневоднений у поєднанні з такими відходами, може набувати додаткових можливостей використання залежно від типу реагенту.

Раніше ми вивчали вплив додавання золи на параметри зневоднення міського мулу. Окрім цієї роботи, досліджується вплив додавання порошку вермикуліту на подібні параметри.

Роботи проводилися на лабораторній моделі камерно-мембранного фільтр-пресу з вертикально розташованою фільтрувальною камерою. Додали розшарований вермикуліт з трьох різних фракцій: 0,1, 0,5 і 1 мм з різними дозами 10–80 г/л та вивчили кінетику та середню ефективність фільтрації. Було встановлено, що з збільшенням дози вермикуліту тривалість фільтрації до тієї ж товщини шару зневодненого осаду зменшується з експоненціальною залежністю. Були представлені дані про вологість кеку і було встановлено, що збільшення відносного вмісту твердих речовин відбувається за рахунок введення твердих речовин з вермикулітом. Однак збільшення вмісту сухої речовини до 35–40% призводить до утворення щільного, сухого на дотик кеку, який можна транспортувати навалом без ризику відділення води.

Для характеристики практичної придатності цього рішення було розраховано можливості фільтрації для лабораторного та реального камерного фільтр-пресу (з урахуванням додаткових циклів роботи, загальна тривалість яких передбачається на рівні 20 хвилин). У межах досліджуваних фракцій і дозувань продуктивність фільтрації знаходиться в діапазоні 25–250 л/м<sup>3</sup> на годину, і чим вона вища, тим дрібніша фракція і вища доза вермикуліту.

В результаті, при збільшенні дози від 10 до 20 г/л (тобто 2 рази) для фракцій, що перевищують 0,5 мм, спостерігається зростання продуктивності менше ніж у 2 рази. Однак, коли дозу збільшують з 10 до 40 г/л (тобто в 4 рази), продуктивність фільтрації збільшується більш ніж у 4 рази для тих самих фракцій. Для різних фракцій оптимальна доза була визначена зі збільшенням дози, що не призводить до пропорційного збільшення продуктивності.

Дані, отримані в результаті дослідження, вказують на можливість використання розшарованого вермикуліту для кондиціонування осаду міських очисних споруд для зневоднення без застосування додаткових флокулянтів.

Була розроблена методика вибору оптимальних параметрів дозування. Визначено напрямки подальших досліджень можливості використання відходів вермикуліту зі змішаним гранулометричним складом та/або інших мінеральних наповнювачів.

## **ПІДГОТОВКА ПИТНОЇ ВОДИ З ВИКОРИСТАННЯМ МОДИФІКАЦІЇ ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ**

**С. С. Душкін, Т. О. Шевченко**

Харківський національний університет

міського господарства імені О. М. Бекетова, Харків, Україна

Фільтрування води через пористі середовища є основним виробничим процесом, що забезпечує вимоги прояснення води. Затримання в пористому середовищі суспензій відбувається в основному в результаті адгезії, тому ефективність фільтрування при одній і тій же швидкості фільтрації залежить від усього комплексу фізико-хімічних чинників, що визначають досить складний механізм адгезії.

Найбільшого поширення набув метод зміни фізико-хімічних властивостей поверхні частинок суспензій, в результаті чого останні більш інтенсивно прилипають до поверхні зерен фільтруючого завантаження. Технологія такої модифікації широко застосовується в реагентних схемах очищення води.

Спосіб модифікації кварцового завантаження фільтруючого матеріалу полягає в модифікації молекулярних груп на поверхні зерен фільтру. При цьому змінюються фізико-хімічні властивості поверхні зерен завантаження. Фільтруючий матеріал перед фільтруванням обробляється різними реагентами так, щоб на поверхні його зерен утворилася плівка з речовин, фізико-хімічні властивості яких збільшують сили адгезії. Так, при обробці кварцового піску розчинами коагулянту і флокулянта на поверхні піщаних зерен утворюється алюмоорганічна плівка. Негативний знак електричного заряду поверхні кварцу змінюється на позитивний, характерний для гідроксиду алюмінію. Ця обставина значно підсилює прилипання до зерен піску зазвичай негативно заряджених частинок суспензій. Внаслідок збільшення константи Ван-дер-Ваальса, що характеризує дію міжмолекулярних сил, підвищується інтенсивність і радіус дії міжмолекулярного тяжіння, а разом з цим і кількість забруднень, яку може затримати кожна піщинка і все фільтруюче завантаження. Регулювання сил прилипання може бути досягнуто модифікацією поверхневих властивостей, як зерен фільтра, так і часток суспензій.

Метою роботи було підвищення якості очищення питної води і продуктивності очисних споруд водопідготовки шляхом розробки технологічних карт очищення питної води з використанням модифікованого кварцового завантаження розчинами коагулянту сульфату алюмінію і флокулянтів поліакриламідів і Magnaflok LT-25.

Модифікація кварцового завантаження фільтруючого матеріалу полягає в збільшенні адгезійної здатності: процес прилипання частинок суспензії з негативним зарядом відбувається набагато швидше, що дозволяє інтенсифікувати процеси очищення питної води.

Оцінка успішності модифікації фільтруючого завантаження може бути виконана на основі показника – брудоемність фільтруючого середовища: чим більше брудоемність фільтра, тим краще результат модифікування. Брудоемність фільтра залежить від властивостей, як фільтруючого завантаження, так і зважених речовин, що знаходяться у воді, що прояснюється. Тому у всіх дослідах брудоемність модифікованих фільтрів оцінювалася в порівнянні з брудоемністю в цих же умовах фільтрів, завантажених тими ж пісками, але без модифікації останнього.

При виконанні досліджень використовувалися коагулянт сульфату алюмінію  $Al_2(SO_4)_3$ , а також флокулянти: поліакриламід (ПАА) і Magnaflok LT-25.

Завантаження з позитивним зарядом отримали методом нанесення на поверхню зерен піску 10% розчину коагулянту сульфату алюмінію з концентрацією  $50 \text{ мг/дм}^3$ . Основним показником, що характеризує електричні властивості завантажень, золів, суспензій, був прийнятий електрокінетичний потенціал. Визначення  $\xi$ -потенціалу фільтруючого завантаження визначали методом протікання потенціалу. Концентрація коагулянту під час модифікації становила 10%, флокулянтів ПАА і Magnaflok LT-25 – 0,5%. Час модифікації прийнято на підставі досліджень.

Вивчено зміни  $\xi$ -потенціалу фільтруючого завантаження, константи Ван-дер-Ваальса і брудоемність кварцового завантаження при застосуванні модифікації завантаження фільтрувальних споруд. Отримано залежності впливу часу модифікації завантаження на каламутність і забарвленість води, що прояснюється, і залежність каламутності проясненої води від кратності використання модифікованого завантаження.

Ефективність використання модифікованого кварцового завантаження при роботі споруд водопідготовки за технологічними картами з швидкими фільтрами і контактними прояснювачами полягає в наступному:

- для швидких фільтрів: відбувалося підвищення швидкості осадження коагульованих домішок на 35–45% та підвищення швидкості фільтрації на 25–30%;
- для контактних прояснювачів: відбувалося підвищення швидкості фільтрації на 20–25% та збільшення тривалості фільтроциклу на 32–37%;

В обох випадках відбувалося зниження витрат реагентів на 20–30% та поліпшення якості фільтрату за завислими речовинами та забарвленістю.

Встановлено, що модифікація кварцового фільтруючого завантаження дозволяє поліпшити параметри роботи контактних прояснювачів і швидких фільтрів, знизити витрати реагентів на 35–40%, поліпшити якість фільтрату як за завислими речовинами, так і за забарвленістю, збільшити швидкість фільтрування в середньому на 25%.

**BIOLOGICAL DENITRIFICATION, SULFATE REDUCTION  
AND BUBBLE-FILM EXTRACTION OF WATER IMPURITIES  
IN THE SMALL-SIZED FILTRATION AND FLOTATION DEVICE**

**A. S. Chernova, V. S. Gevod**

Ukrainian State University of Chemical Technology

In the water of many countryside wells in Ukraine, nitrate concentrations exceed sanitary and hygienic standards. These sources used for drinking and cooking provokes dangerous diseases. The currently use household systems of nitrates removing out the water of problematic sources based on physic-chemical principles. They are expensive. The prospect seems to create the required system based on the principle of biological filtration.

Reduction of ions  $NO_3^-$  to gaseous nitrogen by heterotrophic denitrifying bacteria and reduction of sulfate ions to  $HS^-$  and  $H_2S$  by sulfate-reducing bacteria followed by oxidation of  $H_2S$  to elemental sulfur by sulfuric bacteria have has realized by the method of displacement (piston) biofiltration in a small-sized (home used) biofilter. This device was assembled from two pieces of PVC pipes with an inner diameter of 100 mm, a height of 1500 mm, a blanked bottom, and a hydraulic jumper with an outlet valve disposed at the height of 50 mm from the blanked bottom. On the upper part of each of the pipes forming a U-shaped construction additional compartments with a height of 150 mm were made for extra filling with water of each elbow. This allowed the installation of the bubble-films extractor into the output bend of the biofilter, and to study in more detail the dynamics of the denitrification process in the water filling the entering part of the device. To carry out biofiltration were used the HDPE filter media with biofilms of denitrifying, sulfate-reducing, and sulfur bacteria. Clarification of biologically denitrified water (removal of planktonic particles of biofouling and a finely dispersed phase of insoluble calcium carbonate and heavy metal sulfides that appear in the filtrate because of biological denitrification and sulfate reduction) was carried out by of bubble-film extractor installed at the outlet of the biofilter. The bubble-films extractor used in this study was of the following parameters. The capturing funnel and evacuating channel in it were of dimensions: diameter and height of funnel – 60 x 60 mm, Inner diameter, and height of evacuation channel – 18 x 180 mm. The



The photo of the device

distance of the air disperser (air stone) apart the base of the capturing funnel was equal to 60 mm. Air discharge – 1 dm<sup>3</sup>/min. The radius of generated air bubbles by air stone – 0.2-1.5 mm. In such a way, water treatment was done conjugate method of displacement (piston) biofiltration and bubble-film extraction. The photo of the combined device is shown above.

Five liters of water contaminated with nitrates and ethanol as a source for bacterial nutrition were fed into the device daily, and an equal quantity of denitrified water was received simultaneously.

Found, depending on the state of the biofilter load, denitrification and sulfate reduction manifest themselves differently in various sections of the filtration path. If a fresh biofilter load is working or that after operating for a long time but thoroughly washed with a fast flow of water before the further operation, then the reduction of nitrates to gaseous nitrogen happens the same way along the entire length of the biofilter. In these cases, denitrification runs according to the concept of a first-order reaction, the rate constant of which at 25 ° C is 0.56 day<sup>-1</sup>. If the biofilter is operated a long time with a regular (every day) supply of nitrate-containing water with the necessary addition of ethanol into its inlet bend and an equivalent amount of denitrified water is simultaneously received at the biofilter outlet, the situation changes. The denitrification zone, within which the main quantities of nitrates convert into nitrogen, shifts to the upper part of the biofilter inlet bend. There, the rate constant of water denitrification increases to 1.8 - 2.3 day<sup>-1</sup>. Behind the zone of active denitrification appears a zone of sulfate reduction. Sulfate-reducing bacteria convert sulfate ions into hydrosulfides. While the hydrolysis of hydrosulfides produces hydrogen sulfide. The process is the more intense, the higher amount of ethanol in the denitrified water that was not consumed by denitrifying bacteria.

Following the sulfate reduction zone, a zone appearing in the biofilter outlet bend where sulfur bacteria work. These bacteria oxidize hydrogen sulfide dissolved in water to elemental sulfur. The chain of biochemical reactions leading to the appearance of elemental sulfur requires dissolved oxygen in the water. The maximum activity sulfur bacteria exhibit in the upper part of the biofilter outlet bend. In there the biofilter loading is in contact with water, which absorbs oxygen from the atmospheric air through the open upper end of the biofilter outlet bend. The process is accelerated by bubbling air through the atomizing device of the bubble-film extractor when this device operates in the biofilter outlet elbow. The operation of the bubble-film extractor ensures the restoration of the equilibrium oxygen concentration and the removal from the filtrate of calcium carbonate sols, heavy metal sulfides, polyvalent metal oxides, colloidal sulfur, and planktonic fragments of biofouling. Removal of the listed substances occurs with the participation of biological surfactants. These substances are metabolic products of bacteria functioning in the biofilter. Biological surfactants initiate the adsorption of zol particles on the surface of air bubbles and thus enable bubble-film extraction of sols without the use of synthetic collectors of dispersed phase particles.

**ЖИВУЧІСТЬ МІКРОФЛОРИ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ  
ПОПРИ ДІЄВІСТЬ НА НЕЇ Й СЕЗОННІСТЬ**

**Н. Б. Тірон-Воробйова, А. Г. Данилян, В. С. Малий**

Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія», Україна,  
Одеська область (ДІ НУ «ОМА»), м. Ізмаїл

Науковцями ДІ НУ «ОМА» було отримано 2 патенти на спосіб знезараження й очищення баластної води й установку для його здійснення. З урахуванням оформленого, ними зроблено акцент на стійкість живучості окремих живих організмів у воді прибережних зон Одеського регіону. Забір води (водний канал р. Дунай, м. Ізмаїл, Одеська область, Україна) здійснювали 9-го серпня 2021 року (09:14 ранку). У цей же день виконували обеззаражування води озонуванням (на протязі півгодини). Далі роздивлялись рухомість присутньої мікрофлори в воді (наносючи на предметне скло багаторазово озонову воду – краплинами: 1 см<sup>3</sup>) – при максимальній кратності збільшення окуляру – 1600х. Мікроскоп біологічний XS-4120 Micromed біноккулярний. Рухомість візуалізувалася на другу добу. 20-го серпня 2021 року (11-та ранку) – до озонованої води внесли приблизно 400-500 г живої рухомої біомаси: забір біомаси здійснювали у «тій же площині» (водний канал р. Дунай, м. Ізмаїл, Одеська область, Україна). Рухомість у «близько-воді» живої біомаси, яку зібрали, візуалізувалася достатньо добре (сильно). При тій же максимальній кратності збільшення окуляру – 1600х. Рухомість у зібраній живій біомасі дуже добре простежувалася (різноманітні живі включення, *Rotifera*, *Ameoba* й ін.): вже у першій краплині «близько-води». Після проведення візуалізації рухомості у живій біомасі, все скупчення її було внесено до баку із озонованою водою (40 см<sup>3</sup>), у відповідному капроновому матеріалі (мішку), аби надалі важкі частки біомаси не забивали фільтри й інші вузлові елементи дієвого експериментального устаткування. Тобто було розпочато процес штучного зрощування (біологічного) живих організмів у всьому об'ємі озонованої води. Надалі, через три доби (23 серпня 2021 р.) візуалізувалося достатнє забруднення води («позеленіння»), з характерним неприємним запахом. Тому, вся жива біомаса у капроновому мішку була вилучена з баку. Приблизно о 12:37 (23. 08. 2021 р.) було розпочато процес знезаражування й очищення води (з накопиченою масою живих істот) – за налагодженою схемою дієвого експериментального устаткування на базі ДІ НУ «ОМА», не виключаючи жодну з існуючих стадій. Після проведення цих процесів, багаторазово наносили на предметне скло вже «оброблену» воду, «висікаючи» необхідну аліквоту води з різних «глибин» всієї місткості баку. Рухомість не візуалізувалася. У жодній краплі.

Висновок єдиний: помітна візуалізація рухомої мікрофлори попри дії однієї зі стадій процесу знезараження/очищення вод річки Дунай, враховуючи сезонність.

**ПІДВИЩЕННЯ ЕНЕРГОЕФЕКТИВНОСТІ ТА НАДІЙНОСТІ СИСТЕМ  
ТЕПЛОПОСТАЧАННЯ ШЛЯХОМ ВИКОРИСТАННЯ НОВІТНІХ МЕТОДІВ  
ВОДОПІДГОТОВКИ**

**Д. Рогожин<sup>1</sup>, М. Карпюк<sup>1</sup>, В. Вітковський<sup>1</sup>, П. Гламаздин<sup>2</sup>, К. Габа<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>КП «Житомиртеплокомуненерго», Житомир, Україна

<sup>2</sup>Київський національний університет будівництва та архітектури, Київ, Україна

У тарифах на послуги систем теплопостачання важливу роль відіграє надійність та ефективність системи підготовки води. В дійсний час у системах теплопостачання міст України майже всюди використовуються традиційні методи підготовки води – термічна деаерація як захист від корозії та пом'якшення води для зменшення накипоутворення. Але на сьогоднішній день вони не відповідають вимогам з енергоефективності та надійності експлуатації. Крім високої вартості цих процесів для їх реалізації необхідний численний добре підготовлений та дисциплінований персонал, забезпечити наявність якого сьогодні не просто. Через ці причини посилюється інтерес до новітніх більш надійних, ефективних та дешевих засобів підготовки води для систем теплопостачання. Такі методи є, але вони вкрай повільно впроваджуються на теплопостачаючих підприємствах. Причин цьому декілька, але головними можна вважати відсутність нормативних документів на використання цих методів та слабка інформованість про досвід їх використання. Одним з провідних підприємств у використанні новітніх методів водопідготовки для систем теплопостачання є комунальне підприємство «Житомиртеплокомуненерго».

На початку двохтисячних років на підприємстві спостерігались великі понаднормативні втрати води, часті ремонти труб та промивання котлів від відкладень, через що було прийнято рішення розробити програму модернізації системи водопідготовки. На початку цієї роботи був проведений аналіз інформації щодо нових методів підготовки води та результатів їх впровадження. На основі результатів цього аналізу та аналізу теоретичних постулатів щодо перебігу фізико-хімічних процесів корозії та накипоутворення в елементах систем було вибрано ряд методів модернізації або реконструкції систем підготовки води для кожної котельні з урахуванням їх особливостей. Реалізація розробленої програми була розпочата у 2008 році і протягом всіх років до дійсного часу вона невпинно впроваджувалась з поправками, що виникали при розгляді результатів постійного моніторингу, в тому числі по швидкості корозії та об'єму відкладень. Програма ще продовжує діяти, але вже досягнуті вагомі результати від її впровадження: питома витрата води на підживлення системи впала у 10 разів, питомі витрати солі на пом'якшення води також впали в 10 разів, питомі витрати електроенергії на транспортування води в тепловій мережі зменшились на 20% за рахунок

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

зменшення гідравлічного опору систем, питомі витрати газу в джерелах теплоти (котельнях) знизились на 4%. Швидкість корозії було знижено з 0,7-0,8 мм/рік до 0,01-0,02 мм/рік, тобто корозія практично відсутня. Основні техніко-економічні показники роботи котелень КП «Житомиртеплокомуненерго» у 2018-2019 рр. наведено у таблиці 1.

*Таблиця 1*

**Техніко-економічні показники роботи котелень КП «Житомиртеплокомуненерго»**

№	Адреса котельні	Об'єми системи, м <sup>3</sup>	Вироблено теплової енергії, Гкал	ККД роботи котельні (брутто),%	Вартість теплової енергії, грн./Гкал	Питома витрата води, м <sup>3</sup> /Гкал	Питома витрата електроенергії, кВт/Гкал
1.	Котельня з натрій-катіонуванням і хімічною деаерацією РК-1	547,172	19188,77	93,775	903,129	0,2136	35,24
2.	Котельня з комплексною обробкою води (хімічна деаерація +комплексонатна обробка) РК-9	224,472	13340,44	95,451	887,223	0,1348	29,9
3.	Котельня з натрій-катіонуванням пр. Каретний, 9	106,533	5777,47	86,249	981,942	0,1059	29,13

Було розроблено і впроваджено ряд технічних засобів: датчики корозії, установка Redox-фільтрації та інші. У співдружності з науковцями з Київського національного університету будівництва та архітектури був отриманий ряд цікавих теоретичних спостережень, на основі яких вносяться першочергові зміни в реалізацію програми. Так, вдосконалена конструкція шламовловлювачів з магнітними вставками, розроблена нова конструкція низькотемпературного вакуумного деаератора, автоматизовано дозування реагентів для модифікації води. Ведуться дослідження в напрямку пошуку більш дешевих реагентів для попередження корозії та накипоутворення на основі поверхнево-активних речовин, які будуть відповідати 4 ступеню безпеки з впливу на навколишнє середовище.

Крім провадження суто технічних засобів модернізації отриманий досвід змусив змінити структуру служби підготовки води. Обслуговуючий персонал виведений зі штату котелень і включений у штат підготовки води, що дозволяє покращити технологічну дисципліну і підвищити його кваліфікацію за рахунок постійно діючої системи навчання.

Тобто, впровадження новітніх методів підготовки води в системах теплопостачання дає значний економічний ефект і підвищує надійність всієї системи.



## **СКЛАД НАЛИПАНЬ НА МЕМБРАНАХ БІОЛОГІЧНИХ РЕАКТОРІВ**

**А. М. Христенко, В. О. Юрченко, О. Г. Мельнікова, О. В. Смирнов**

Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна,

Науково-виробнича фірма «Екополімер», м. Харків, Україна

Мембранний біологічний реактор (МБР) поєднує біологічну обробку стічних вод активним мулом з механічною мембранною фільтрацією. Мембранний модуль використовується для поділу мулової суміші і являє собою альтернативу широко застосованому методу осадження активного мулу у вторинних відстійниках, що використовується в традиційних системах біологічного очищення в аеротенках. Комбінування мембранних технологій в одній споруді з біологічним очищенням дозволяє істотно підвищити концентрацію активного мулу в споруді, змінити кінетику і інші показники біохімічних процесів, поглибити видалення біогенних елементів. На сьогоднішній день МБР запроваджені в більш ніж 200 країнах і щорічно їх кількість збільшується десь на 1 000, з них 40% в США.

Однією з найактуальніших проблем сьогодення є проблема забруднення річкових та морських екосистем мікропластиком. Термін мікропластик був запроваджений в останнє десятиріччя для характеристики невеликих шматочків пластику, знайдених в океані, що має розміри від 1 нм до 5 мм. Мікропластик - це не особливий вид пластику. До них належать: поліетилен, поліпропілен, полівінілхлорид та ін. Розрізняють первинне - забруднення гранулами, порошком, що додають при виробництві косметики, засобів гігієни, автомобільних шин та ін., і вторинне – забруднення пластмасовими виробами, що розпалися на маленькі шматочки. Пластик розкладається повільно, це підвищує вірогідність потрапляння і накопичення мікропластику в тілах і тканинах багатьох організмів. Повний цикл руху мікропластику в навколишньому середовищі недостатньо вивчений.

Головною експлуатаційною перешкодою при застосуванні МБР є швидке зменшення потоку проникнення стічних вод через мембрану внаслідок її забруднення (формування кекового шару на поверхні мембрани). Відзначено, що органічні і неорганічні речовини, виявлені в неочищених стічних водах, і мікробні продукти є складовими налипання на поверхні мембран. Рівень налипання корелює з концентраціями Ca, Mg і Na, причому Mg, знижує схильність до обростання. Знання природи і походження забруднюючих речовин в шарі налипання може допомогти розробці стратегії управління мінімізацією забруднення мембран.

Метою роботи було встановлення накопичення в налипання на мембранах МБР катіонів лужноземельних елементів та інших забруднень стічних вод.

Об'єкт дослідження стічні води, активний мул і налипання на мембранах в МБР, що використовується для очищення промислових стічних вод. Методи досліджень –

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

гідрохімічний аналіз водних середовищ (визначення концентрації кальцію, магнію) за методиками, рекомендованими нормативними документами України, аналіз складу активного мулу та налипань методом оптичної емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ДСТУ EN ISO 11885:2019) на ІСП-ОЕС спектрометрі Analytikjena PlasmaQuant PQ 9000 Elite, визначення концентрації мікропластика за методикою, що рекомендована науковою літературою.

Результати визначення вмісту Ca та Mg в водних середовищах МБР, активному мулі та налипанні на мембранах представлені в табл. 1, 2.

*Таблиця 1*

### **Концентрація Ca та Mg у водних середовищах МБР**

Досліджений субстрат	Концентрація		Співвідношення Ca:Mg (мг-екв/дм <sup>3</sup> )
	Ca	Mg	
Стічна вода	6,49/129,8	0,71/8,52	9,1:1
Перміат	5,56/111,2	2,24/26,9	2,5:1

В чисельнику мг-екв/дм<sup>3</sup>, в знаменнику мг/дм<sup>3</sup>

*Таблиця 2*

### **Концентрація Ca та Mg твердих середовищах МБР**

Досліджений субстрат	Концентрація		Співвідношення Ca:Mg (мг-екв/кг)
	Ca	Mg	
Активний мул	4750/95000	917/11000	5,2:1
Налипання	10500/210000	758/9100	13,8:1

В чисельнику мг-екв/кг, в знаменнику мг/кг

Як видно, в активному мулі порівняно з оброблюваною стічною водою магній порівняно з кальцієм концентрується. В перміаті також спостерігається накопичення магнію. Основним джерелом магнію в перміаті може бути вилуговування цього елемента з налипань. Як видно з даних табл.2, в налипанні порівняно з активним мулом концентрація кальцію збільшується практично вдвічі, а концентрація магнію – дещо зменшується. Співвідношення еквівалентів цих елементів свідчить про вилуговування магнію з налипань.

Візуальні дослідження налипань виявили в них велику кількість макропластику (частинок розміром > 5мм): 29 г/кг (сухої ваги налипань). Спеціальні дослідження виявили в налипаннях частинки мікропластику (розміром ≤5мм): 4,33 г/кг, або 1940 шт/кг. В перміаті мікропластик не виявлено, що свідчить про високу ефективність мембран в захисті природного водного середовища від забруднення мікропластиком – однієї з найгостріших глобальних екологічних проблем сучасності.

**ХІМІЧНИЙ СКЛАД СТИЧНИХ ВОД ВІДВАЛУ ФОСФОГІПСУ У ЗОНІ ВПЛИВУ  
ДП РОЗДІЛЬСЬКЕ ГХП "СІРКА" ТА ВАРІАНТИ ЗМЕНШЕННЯ ЇХНЬОГО  
НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ НА ВОДИ ТРАНСКОРДОННОЇ РІЧКИ ДНІСТЕР**

**В. Дяків<sup>1</sup>, В. Погребенник<sup>2</sup>, М. Ковальчук<sup>3</sup>, Р. Крайківський<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Львівський національний університет імені Івана Франка, Львів, Україна

<sup>2</sup> Національний університет "Львівська Політехніка", Львів, Україна

<sup>3</sup> ТЗОВ "Інститут "ГІРХІМПРОМ", Львів, Україна

Екологічну ситуацію в зоні впливу ДП Роздільське ГХП "Сірка" та Новороздільського заводу складних мінеральних добрив у м. Новий Розділ зумовлено специфічним переплетеним комплексом природних, інженерних, соціально-економічних чинників. Після припинення видобутку сірки, за умов відсутності сировини, значної енергозатратності та неконкурентноспроможності у 1995 році припинив роботу завод складних мінеральних добрив, внаслідок діяльності якого побічно утворювались значні об'єми специфічних промислових відходів – фосфогіпсів та кислих вод: продуктів хімічної реакції між апатитовим концентратом та сірчаною кислотою. За два десятки років накопичено 4,5 млн тон фосфогіпсу та кислі мінералізовані води, накопичені у відстійнику, об'єм яких постійно зростає за рахунок надходження інфільтратів з озера.

Ситуація ускладнюється тим, що, через недофінансування природоохоронних заходів, відходи хімічного виробництва перебувають під прямим впливом атмосферних опадів. Фільтруючись крізь товщу фосфогіпсу та стікаючи схилами, відбувається активне розчинення тіла відвалу та ерозія його схилів. Новоутворений інфільтрат стікає у спеціально запроєктовані буферні водойми, однією з яких є центральний відстійник, який за кислою реакцією (рН 2-3) отримало назву Кисле.

Припинення використання вод Центрального відстійника як оборотних вод заводу складних мінеральних вод та постійне акумулювання інфільтрату зумовило низку екологічних проблем. Зокрема наслідком переповерхнення озера Центральне-Кисле є поверхневий стік забруднених вод у русло транскордонної річки Дністер, яка знаходиться на відстані 1 км від технічної водойми.

За хімічним складом, станом на липень 2021 р. це є сульфатно-фосфатні-натрієво-магнієво-кальцієві із підвищеним вмістом фтору, із вмістом у мг/дм<sup>3</sup> таких компонентів:  $\text{HCO}_3^-$  – 48,8;  $\text{Ca}^{2+}$  – 100,2;  $\text{Mg}^{2+}$  – 200,1;  $\text{Cl}^-$  – 99,1;  $\text{SO}_4^{2-}$  – 1063,1;  $\text{Na}^+$  – 165,0;  $\text{K}^+$  – 41,0;  $\text{NO}_3^-$  – 7,7;  $\text{NO}_2^-$  – 0,052;  $\text{P}_2\text{O}_5$  – 721,4;  $\text{PO}_4^{3-}$  – 482,6;  $\text{NH}_4^+$  – 1,8;  $\text{F}^-$  – 0,60; мінералізація – 2931,6. Як видно з приведених даних такі води є потужним джерелом забруднення транскордонної річки Дністер, про що свідчать результати хімічного аналізу з рудничного каналу, що туди впадає

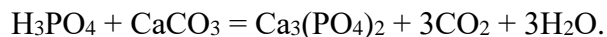
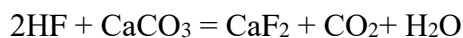
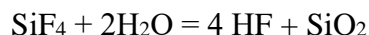
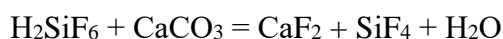
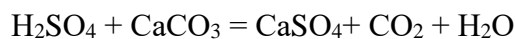
## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

(у мг/дм<sup>3</sup>): HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> – 144,0; Ca<sup>2+</sup> – 454,9; Mg<sup>2+</sup> – 54,7; Cl<sup>-</sup> – 99,9; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> – 1371,3; Na<sup>+</sup> – 162,0; K<sup>+</sup> – 17,0; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – 5,9; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – 0,044; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 6,2; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – 9,2; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 2,2; F<sup>-</sup> – 0,46; мінералізація – 2327,2.

Проведені дослідження дають підстави стверджувати, що відвал фосфогіпсу є джерелом формування кислих інфільтратів, які, стікаючи в центральний відстійник, суттєво погіршують якість води у ньому. Води є висомінералізованими, з підвищеним вмістом сульфатів, фосфатів та фтору. Інфільтрація атмосферних опадів з відвалу фосфогіпсу у дренажну траншею та озеро Центральне, а звідти у рудничний канал та транскордонну річку Дністер є надзвичайно гострою екологічною проблемою. Щоб мінімізувати негативний вплив для довкілля відвалу фосфогіпсу – необхідно в найкоротший термін реалізувати такі варіанти зменшення негативного впливу:

– гідроізоляція відвалу фосфогіпсу від атмосферних опадів за допомогою місцевих глинистих ґрунтів та геосинтетичних матеріалів;

– влаштування фільтрувальної дамби з карбонатних матеріалів (скельних ратининських та мелених сірковмісних вапняків), яка б слугувала запобіжним заходом для потрапляння кислих вод з центрального відстійника у рудничний канал та р. Дністер. Карбонатний склад відходів, які можна використати для влаштування фільтрувальної дамби, характеризується здатністю до нейтралізації кислих вод, високою водопроникненістю – для відсіпки дренажних шарів та вмістом сірки, який обумовлює зв'язування важких металів в нерозчинні сполуки. Під час взаємодії карбонатів із кислими інфільтратами теоретично можна передбачити протікання таких реакцій:



Продукти реакцій – фосфати кальцію та фторид кальцію (флюорит) мало розчинні в воді, що обумовлює очищення води від фтору і фосфору. Крім того, продукти реакції зв'язують воду, яка входить в кристалічну решітку опалу (SiO<sub>2</sub>\*10H<sub>2</sub>O), гіпсу (CaSO<sub>4</sub>\*2H<sub>2</sub>O), дифосфату кальцію (Ca<sub>2</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>\*5H<sub>2</sub>O). Створення гідратів обумовлює зменшення вологості суміші фосфогіпсу з хвостами флотації в порівнянні з початковою.

Пропоновані нами варіанти дозволять усунути постійне джерело забруднення та відновити порушену господарською діяльністю екологічну рівновагу.

**ПРО ВПЛИВ ГІДРАВЛІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК  
ВОДОПРОВІДНОЇ МЕРЕЖІ НА ЯКІСТЬ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ**

**О. Г. Добровольська, Є. Р. Бука**

Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

Сучасний стан водопровідно-каналізаційних господарств більшості міст України характеризується дефіцитом фінансових ресурсів, необхідних для належної експлуатації та обслуговування систем водопостачання та водовідведення, незадовільним технічним станом споруд. Враховуючи зношеність основного фонду комунальних підприємств, стан водопровідних мереж потребує їх реконструкції. Більшість комунальних підприємств в Україні мають обмеження в коштах, необхідних для їх поновлення. Критеріями якості функціонування водопровідних мереж є дотримання наступних умов: напір в кожному вузлі повинен бути не менше мінімального та не більше максимального припустимого значення, які складають 10 м і 45 м відповідно, а напір у вузлах не повинен перевищувати 45-50% від максимально припустимого значення. Для будівництва водопровідних мереж в Україні, на відміну від інших країн світу, найчастіше застосовувались сталеві та чавунні труби. Стан таких мереж характеризується 1-2 аваріями на 1 км труби, а більшість аварій трапляються переважно на трубах діаметром менше 200 мм та сталевих трубах без покриття, що приводить до значних втрат води. Найбільш вагомими змінними чинниками, які слід враховувати при розширенні існуючих мереж, є пропускна здатність ділянок та ухил місцевості, при умові, що до розгляду приймаються різні варіанти розташування об'єктів водоспоживання. Гідравлічні характеристики мережі змінюються під впливом структурно-технологічних факторів: опір сталевих та чавунних ділянок мережі збільшується в процесі експлуатації, що зменшує пропускну здатність трубопроводів.

Аналіз якості водозабезпечення споживачів було проведено за результатами дослідження утворення зон недостатнього напору при зміні гідравлічних характеристик ділянок водопровідної мережі. Для досягнення поставленої були виконані наступні задачі: вибрані об'єкти дослідження – схеми водопровідних мереж, що відповідають окремим житловим районам м. Запоріжжя з різними структурами та сформовані вихідні дані: мережа А1 з 9 контурів, 18 вузлів. 26 ділянок; мережа А2 з 10 контурів, 19 вузлів. 28 ділянок та мережа А3 з 16 контурів, 28 вузлів та 43 ділянок; виконані гідравлічні розрахунки мереж з урахуванням зміни пропускної здатності ділянок в межах від 5 до 15%, проаналізовані їх результати та визначені зони з недостатнім напором, зміни в загальному водорозборі в мережі, дефіцит якості водопостачання.

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

В таблиці приведені результати дослідження утворення зон з недостатнім напором, змін в об'ємі загального водорозбору, дефіциту якості водопостачання при зміні пропускної здатності ділянок.

Таблиця 1

**Показники роботи водопровідної мережі**

Площа зон з недостатнім напором при зміні пропускної здатності ділянок мережі, %											
A1				A2				A3			
0%	5%	10%	15%	0%	5%	10%	15%	0%	5%	10%	15%
-	53	123	136	-	75	157	191	-	-	-	-
Зміна загального водорозбору в мережі, м <sup>3</sup> /доб											
96470	91646	88571	83812	46582	44582	42768	40470	138648	130781	127296	120456
Зростання дефіциту якості водопостачання м <sup>3</sup> /доб											
-	5388	8276	18365	-	2602	3997	8870	-	7745	11897	26401

Межі зон з недостатнім напором встановлені по розташуванню вузлів в яких виконується умова:

$$H_{vi} < H_n,$$

де  $H_{vi}$  – значення вільного напору в і-му вузлі, м;

$H_n$  – значення необхідного напору, м.

Якість водопостачання досліджена із використанням функції збитку за незабезпечення споживачів:

$$C_{kt} = \sum_1^k q_k \cdot \Delta t_k,$$

де  $q_k$  – кількість води, л/с, що не одержав споживач за прийнятий проміжок часу, визначено як різницю витрат при нормальному та зміненому водоспоживанні у вузлах, що знаходяться в зоні недостатнього напору;

$\Delta t_k$  – тривалість зниження напору води у  $k$ -го споживача, 30 діб.

При зменшенні пропускної здатності ділянок площа зон з недостатнім напором збільшується від 0,5% до 60% від загальної площі, що обслуговується мережею, водорозбір в мережі знижується в межах 5,5-19%, при цьому дефіцит якості водопостачання відповідно збільшується. Зазначені зміни слід враховувати при розташуванні вузлів контролю тиску. Це виключає значні перевищення тисків у мережі, збільшення витрат електроенергії, виникнення аварійних ситуацій та зменшує об'єм витоків.

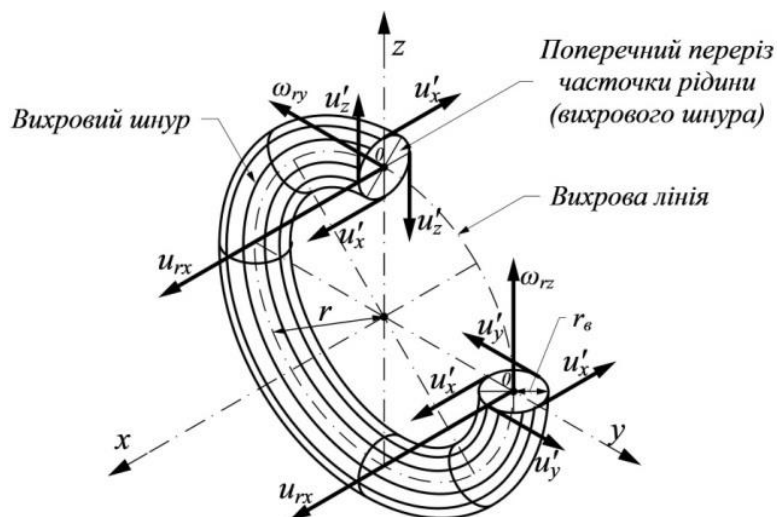
## МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ КІНЕМАТИЧНОЇ СТРУКТУРИ ПОТОКУ В ТРУБОПРОВОДАХ

М. М. Хлапук, О. В. Безусяк, Л. Р. Волк

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

Результатом приведених в роботі теоретичних досліджень є отримання математичних моделей, які на відміну від існуючих, відповідають граничним умовам й визначають вплив основних діючих факторів на гідродинамічні параметри, які розкривають структуру турбулентного потоку в трубопроводах.

Передбачається, що при значних градієнтах швидкості між суміжними круглоциліндричними поверхнями потоку кожна часточка рідини приймає навколо миттєвої осі, яка проходить через центр її ваги, обертовий рух з певною кутовою швидкістю. Сукупність часточок рідини, які обертаються навколо спільної осі, утворюють окремий вихровий шнур. Вісь його має замкнуту форму у вигляді кільця з радіусом  $r$ , а бічні поверхні часточок рідини створюють вихрову трубку з радіусом  $r_6$ . Він розміщується між суміжними круглоциліндричними поверхнями в площині живого перерізу потоку. Поступальна швидкість переміщення вихрової лінії в напрямку трубопроводу  $\vec{u}_{rx}$  визначається діючим потенціалом швидкості, а кутова швидкість обертання його часток  $\vec{\omega}_r$  визначається діючим на неї градієнтом швидкості. Форму окремого вихрового шнура показано на рисунку 1. Сукупність окремих вихрових шнурів живого перерізу потоку визначають його турбулентну структуру.



**Рисунок 1** – Схема вихрового шнура в трубопроводі

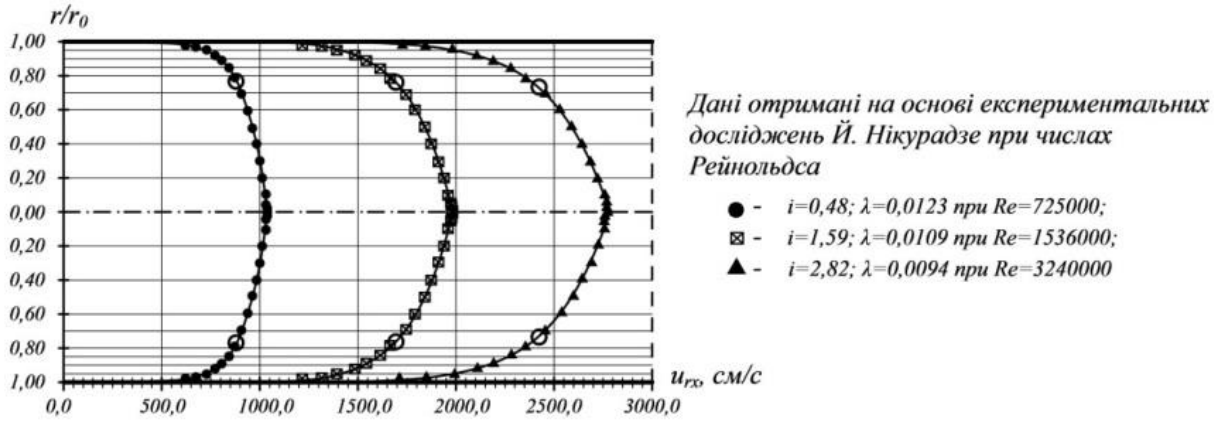
Швидкість точки з координатами  $y, z$  відносно вихрової лінії радіусом  $r$  визначиться математичною моделлю

$$u_x = u_{rx} + (z\omega_{ry} - y\omega_{rz}). \quad (1)$$

Отримано рівняння розподілу швидкості поступального руху вихрових ліній (рис. 2)

$$u_{rx} = \frac{k}{n} \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho\pi}} \frac{(r_0 - r)^m}{r_0^m} = \frac{k}{n} \sqrt{\frac{gr_0 i}{2\pi}} \frac{(r_0 - r)^m}{r_0^m}, \quad (2)$$

де  $k = 2150\lambda^2 - 130\lambda + 7,3$ ,  $m = 2,2\lambda + 0,085$ . (3)



**Рисунок 2** – Профілі швидкості поступального руху вихрових ліній за формулою автора (2) для трубопроводу діаметром 10 см: ○ – положення вихрової лінії, яка переміщується з середньою швидкістю

Вперше отримано залежність радіуса вихрової трубки від радіуса вихрової лінії

$$r_e = \frac{r_0^m}{k(r_0 - r)^{m-1}} \left( \frac{r}{r_0} \right)^{0,5}. \quad (4)$$

Вперше визначена кутова швидкість часточок рідини навколо вихрової лінії з радіусом  $r$

$$\omega_r = \frac{1}{2} \frac{du}{dr} = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{gr_0 i}{2\pi}} \frac{k(r_0 - r)^{m-1}}{r_0^m}. \quad (5)$$

Враховуючи наявність в трубопроводі граничного шару, прийнято двошарову модель руху води в трубопроводі – турбулентне ядро й граничний шар.

Отже, на основі виконаних теоретичних досліджень виявлено і прийнято нову двошарову модель, яка включає турбулентне ядро з степеневим розподілом поступальної швидкості вихрових ліній та граничний шар з лінійним розподілом швидкостей у напрямку осі  $Ox$ .

Отримані математичні моделі, які на відміну від існуючих, відповідають граничним умовам й визначають вплив основних діючих факторів на гідродинамічні параметри, які розкривають на новому рівні структуру турбулентного потоку в трубопроводах й мають науковий та виробничий інтерес.



**A NEW SOLUTION TO THE PROBLEM OF PRE-TREATMENT  
OF INDUSTRIAL WASTEWATER**

**L. Sabliy, V. Zhukova**

National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Ukraine

Recently, in Ukraine there are more problems in the biological treatment of municipal wastewater. This is due to the inflow of untreated or insufficiently treated wastewater from industrial enterprises, in particular, the food industry: dairies, meat processing plants, oil mills, fish processing plants, confectioneries, etc. With the increase in food production, water consumption increased significantly, the concentrations of organic matter (according to BOD and COD), biogenic compounds (nitrogen and phosphorus) in industrial wastewater increased. This greatly affected the aerobic biological treatment of wastewater in aeration municipal wastewater treatment plants. Namely, it led to the overload of activated sludge due to these contaminants, caused its bulking, worsened the separation from the treated water in the secondary settling tanks, increased the flow of air for aeration. As a result, it reduced the efficiency of biological wastewater treatment and led to an increase in energy costs.

This paper proposes and investigates the technology of preliminary wastewater treatment, which is formed in the process of oil refining at oil plants, in order to reduce the impact of industrial wastewater, so-called soapstock, on biological wastewater treatment in aeration tanks of the city treatment plant.

Wastewater generated during the production of vegetable oil contains various pollutants that enter it during the processing of soapstock: fats and fatty acids and their salts (aqueous soap solutions), glycerin, phosphoglycerides, neutral fat, phosphatides, proteins, carbohydrates, dyes (carotene, carotenoids, chlorophyll, etc.), unsaponifiable and waxy substances, salts - sodium sulfate and chloride, mechanical impurities, etc. Soapstocks are an opaque viscous liquid, brown in color and with a specific odor. The results of soapstock analysis showed a low pH value – 1,9-2,1, temperature – 46-53°C, a significant content of pollutants in industrial wastewater: suspended solids – 6200-6400 mg/dm<sup>3</sup>; organic substances by COD – 38000-42000 mg/dm<sup>3</sup>, oils and fats – 1200-4640 mg/dm<sup>3</sup>, phenol – 71,5-124,6 mg/dm<sup>3</sup>, phosphate – 54,4-60,2 mg/dm<sup>3</sup>, surfactants – 6,5-16,5 mg/dm<sup>3</sup>.

The ratio of BOD<sub>5</sub> and COD is on average 0.2. This indicates the need for the destruction of organic matter to convert them into biodegradable compounds. Therefore, the use of their preliminary physicochemical treatment is proposed: alkalization, chemical precipitation, coagulation, flotation, chemical oxidation, adsorption, filtration.

In a phase-dispersed state, such wastewater is a stable emulsion with water. The presence in wastewater of phospholipids, which are emulsion stabilizers, leads to complications of phase

separation. Wastewater also contains suspended solids, colloidal substances and various organic and inorganic solutes. Soapstock contained in wastewater have a high stabilizing and absorption capacity, due to which they absorb a significant part of impurities: phosphatides, proteins, mucus, dyes and others. Wastewater color varies from chestnut brown to brown. Dyes can be divided into three groups: substances that are in the fat cells and turn into oil unchanged; substances that change composition and color during oil production; substances that are formed during oil production when heated.

The aim of the work is to study the processes of treatment of industrial wastewater and to propose an effective technology for their local treatment to regulatory requirements for the discharge of treated wastewater into the city's sewerage system. To achieve these goals, a study using the actual production of soapstock from vegetable oil was conducted.

At each stage of the process, water samples were taken at the outlet, in which the indicators were determined: pH, suspended solids and COD. The analysis results on the processing of soapstock in some physical and chemical processes of the technology showed the highest values of the reduction effect COD - 80% with an initial COD of 40g / L, the concentration of suspended solids - 70-75% with an initial 6300 mg / L in the process of coagulation using  $Al_2(SO_4)_3$  and flotation.

High effects were also observed for COD - 88-90% and suspended solids - 90% at the stage of soapstock adsorption. The use of other treatment processes according to the investigated technological scheme made it possible to reduce the COD by 30% during aeration, by 60% during the chemical precipitation of  $CaCO_3$  and flotation, by 70% during oxidation with hydrogen peroxide, by 65-68% during filtration on quartz filters.

Experimental studies have determined rational parameters for processing soapstock in the production of vegetable oils: efficiency at different stages of processing, duration of aeration, dose of reagents, duration of flotation and oxidation, filtration rate, height of filtering load, amount of formed flotation sludge and sediment.

A local treatment technology is proposed. The technology includes the following processes: wastewater averaging, reagent treatment of  $CaCO_3$  with flotation using aeration through porous materials, reagent treatment with coagulant  $Al_2(SO_4)_3$  with flotation, similarly, chemical oxidation with hydrogen peroxide  $H_2O_2$ , two-stage filtration on two-stage filtration on absorption filters.

After all stages of sequential physical and chemical treatment according to the proposed technology, the obtained treatment water is characterized by pollution indicators that do not exceed the permissible values for discharging to city treatment facilities with aeration tanks.

Therefore, the introduction of the proposed new pre-treatment technology of soapstock vegetable oil plants will allow to effectively treat such wastewater from suspended solids, fats, surfactants, organic substances by COD and get pre-treated wastewater with pollutants that will not interfere with the operation of aeration tanks of the city treatment plant.

## ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ ТА РОЗВ'ЯЗАННЯ ЦЬОЇ ПРОБЛЕМИ

В. В. Архипова

Український державний хіміко-технологічний університет, м. Дніпро, Україна

Кількість прісних вод на нашій планеті не так вже й значна: хоча і складає вона 91 млн. км<sup>3</sup>, у порівнянні з загальною кількістю води на Землі це лише 2,5 %.

На долю підземних вод приходиться близько 1 % (14 млн м<sup>3</sup>), але більша їх частина майже недосяжна для користування. Причому прісні підземні води є цінним ресурсом питної води, а також джерелом деяких цінних компонентів для промисловості (солоні підземні води) та тепла (термальні води).

В Україні значна кількість води забирається з підземних джерел – 1178 млн. м<sup>3</sup> (з поверхневих 7457 млн. м<sup>3</sup>). З них найбільша кількість забирається у Львівській області (84,6%, 149 млн. м<sup>3</sup>), а найменша – у Херсонській (3,4 %; 59 млн. м<sup>3</sup>) (рис.1), і це співвідношення майже не змінюється з роками (рис.2).

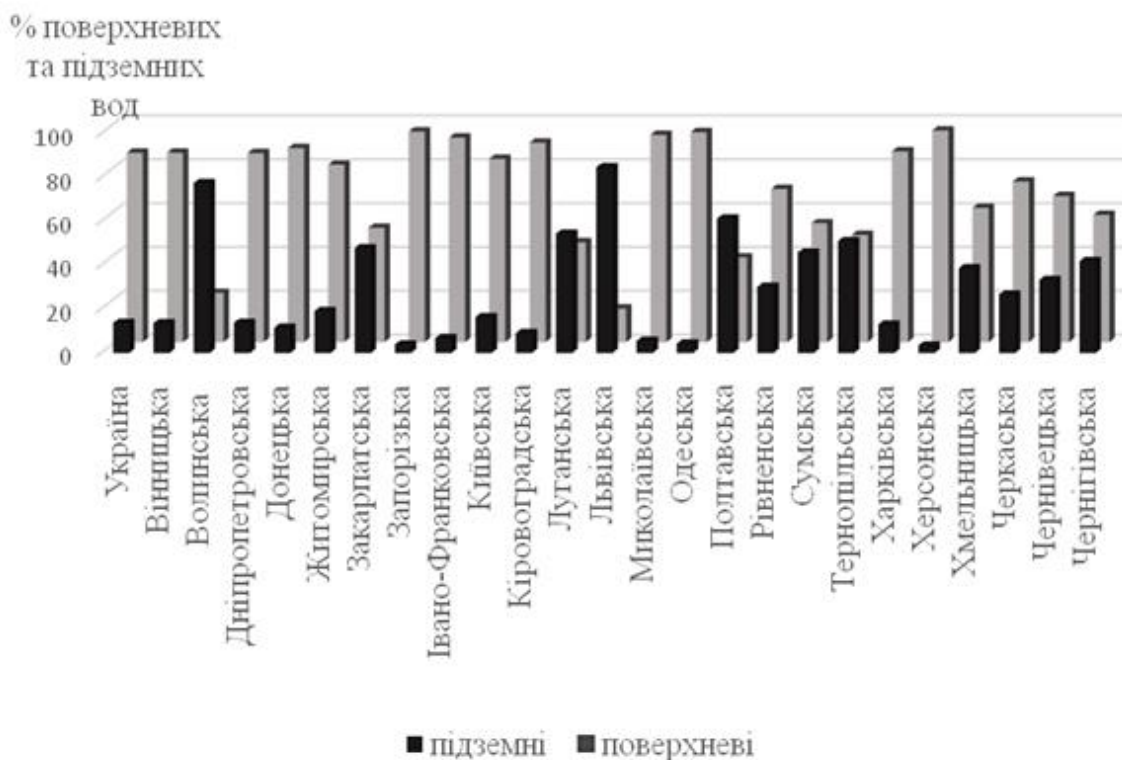


Рисунок 1 – Кількість води, що забирається в Україні з підземних та поверхневих джерел

Ведення народного господарства впливає не тільки на кількість підземних вод, але і значною мірою – на якість.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

Серед джерел забруднення підземних вод можна виділити наступні:

- пошук та розвідка підземних корисних копалин;
- будівництво водозабірних споруд;
- забруднення з поверхневих вод, які просочуються вглиб;
- добрива, що змиваються з сільськогосподарських полів;
- бункери з токсичними відходами.



**Рисунок 2** – Співвідношення води, що забирається в Україні з поверхневих та підземних джерел

Так, навколишнє середовище отримало в Україні 952 млн м<sup>3</sup>/рік стічних вод підприємств (більшу частину яких склали Дніпропетровська область– 24 підприємства; Донецька - 19; Львівська - 7, Харківська - 7, Луганська– 6).

Для того, щоб знизити забруднення підземних вод, як і навколишнього середовища в цілому, необхідно:

- періодично проводити екологічний моніторинг;
- притримуватися екологічних норм при веденні народного господарства;
- застосовувати безвідходні та маловідходні технології.

**МЕТОД ОЦІНКИ ПОТЕНЦІЙНОГО РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ПРИ РЕКРЕАЦІЙНОМУ ВОДОКОРИСТУВАННІ**

**О. В. Рибалова<sup>1</sup>, В. Д. Погребенник<sup>2</sup>, О. А. Проскурнін<sup>3</sup>,**

**К. В. Бєлоконь<sup>4</sup>, Г. В. Коробкова<sup>5</sup>**

<sup>1</sup>Національний університет цивільного захисту України, Харків, Україна

<sup>2</sup>Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

<sup>3</sup>Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, Харків, Україна

<sup>4</sup>Запорізький національний університет, Запоріжжя, Україна

<sup>5</sup>Луганський національний аграрний університет, Старобільськ, Україна

Проблема забруднення поверхневих вод є дуже актуальною в усіх країнах світу. Використання неякісних водних об'єктів для купання призводить до виникнення інфекційних захворювань у відпочиваючих.

У більшості країн світу вважається, що ризик для здоров'я населення є головним показником небезпеки. Існуючі методи оцінки ризику для здоров'я населення в залежності від якості поверхневих вод не враховують бактеріологічних показників, що є недоліком для загального висновку про рівень небезпеки рекреаційного водокористування. Методи визначення небезпеки рекреаційного водокористування вимагають удосконалення, що є актуальним завданням, особливо у такій складній епідеміологічній ситуації, яка склалась у багатьох країнах.

**Метою роботи** є розробка нового методу оцінювання потенційного ризику для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні.

Для досягнення поставленої мети вирішено наступні завдання:

- розробити новий метод оцінки потенційного ризику для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні;
- обґрунтувати використання оцінки потенційного ризику для здоров'я населення для екологічного нормування скидання забруднюючих речовин до водного об'єкту зі стічними водами;
- оцінити потенційний ризик для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні міських пляжів м. Харків (Україна).

Пропонуємо новий метод оцінки потенційного ризику для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні, який поєднує визначення потенційного ризику за хімічними речовинами і за бактеріологічними показниками.

Для розрахунку потенційного ризику для здоров'я населення приймаються тільки показники якісного стану поверхневих вод з перевищенням нормативів, бо в цьому випадку

існує ймовірність збільшення захворюваності населення.

Моделі пробіт-регресії часто використовують для визначення залежності «доза-ефект» з метою оцінки ймовірності негативних наслідків. Пропонуємо оцінювати потенційний ризик для здоров'я населення (*Risk*) за визначенням пробіту для гідрохімічних показників за формулою (1), за бактеріологічними показниками за формулою (2):

$$Prob = -2 + 3,32 \times \lg(I^h), \quad (1)$$

де  $I^h$  – кратність перевищення санітарно-гігієнічних нормативів гідрохімічними показниками якості поверхневих вод, безрозмірна величина.

$$Prob = -3 + 2,32 \times \lg(I^b), \quad (2)$$

де  $I^b$  – кратність перевищення санітарно-гігієнічних нормативів бактеріологічними показниками якості поверхневих вод, безрозмірна величина.

Потенційний ризик для здоров'я населення при комплексному впливі забруднення навколишнього середовища оцінюється за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику для здоров'я, а значення, які характеризують ймовірність його відсутності:

$$Risk = 1 - (1 - Risk_1) \times (1 - Risk_2) \times \dots \times (1 - Risk_n), \quad (3)$$

де *Risk* – потенційний ризик комплексного впливу забруднюючих речовин;  $Risk_1, \dots, Risk_n$  – потенційний ризик впливу кожної окремої забруднюючої речовини; *n* – кількість забруднюючих речовин

Розроблено нову класифікацію рівнів небезпеки водних об'єктів за значеннями ризику для здоров'я населення.

Розрахунок потенційного ризику для здоров'я населення при рекреаційному використанні 6 пляжів міста Харків (Україна) показав, що бактеріологічне забруднення має ймовірність дуже великого впливу на здоров'я населення (5 клас небезпеки). Для порівняння методів оцінки ризику для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні розраховано індекс небезпеки (ІН) за хімічними показниками якісного стану водних об'єктів міста Харків, які використовуються для рекреації.

Обґрунтовано використання оцінки потенційного ризику для здоров'я населення для екологічного нормування скидання забруднюючих речовин до водного об'єкту зі стічними водами.

Застосування запропонованого методу оцінки потенційного ризику для здоров'я населення при рекреаційному водокористуванні дасть змогу прийняти необхідні науково обґрунтовані управлінські рішення щодо першочерговості впровадження водоохоронних заходів, що є важливим питанням забезпечення комфортних умов відпочинку і життєдіяльності людей.

**МОЖЛИВОСТІ ЗБІЛЬШЕННЯ РЕСУРСІВ ПІДЗЕМНИХ ВОД У ТРІЩИНУВАТИХ  
ВІДКЛАДАХ КРИСТАЛІЧНИХ ПОРІД УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА**

**Л. І. Петренко**

Інститут геологічних наук НАН України, Київ, Україна

Потреба у придатній питній воді з кожним роком стає все більш нагальною. У майбутньому ця необхідність зросте ще більше – як у зв'язку із розвитком виробництва, так і зі змінами клімату в бік зменшення водності поверхневих і підземних вод. Господарська діяльність багатьох поколінь людей накопичила досвід, за яким продовольче і питне забезпечення повинно мати декілька джерел постачання, навіть тоді, коли і одне з них довгий час задовольняє потребу. Приводом для цього є життєвий досвід щодо раптового зменшення можливостей або повної втрати єдиного джерела забезпечення через несприятливі природні явища або техногенні катастрофи. В Україні є чимало таких населених пунктів, де вище згадане правило декількох джерел постачання не витримується. Сьогодні основними джерелами питної води і води для технічних потреб є підземні води осадових відкладів, поверхневі води з річок та водосховищ. Із-за зростання забруднення останніх та у контексті змін клімату у сторону глобального потепління і у зв'язку з цим зменшення водності річок питання пошуку додаткових джерел питної води – підземних вод тріщинуватих кристалічних відкладів – є вкрай своєчасним. Про це наголошується і в щорічнику Державного науково-виробничого підприємства «Державний інформаційний геологічний фонд України» за 2019 рік: «Практичне значення для вирішення питань господарсько питного водопостачання на теперішній час і у перспективі мають тріщинні води кристалічних порід, ... ».

Таким чином, настала необхідність перегляду існуючих підходів, методів оцінки та використання водних ресурсів. Підземні води тріщинуватої зони кристалічних порід майже на всій території УЩ використовують для водопостачання ще з середини минулого століття, незважаючи на те, що окремі комплекси порід не характеризуються високою водозбагаченістю (В.М. Шестопапов, В.І. Лялько та інші). Оглядовий аналіз сучасного стану, умов поповнення та відновлення поверхневих ресурсів (зокрема слід звернути увагу на пересихання та зарегульованість русел дрібних річок), їх зв'язку з підземними водами осадових відкладів разом із складністю гідрогеологічних умов у масивах тріщинуватих порід свідчить про недостатню вивченість водоносних комплексів кристалічних порід при розвідці родовищ підземних вод, а також при оцінці їх експлуатаційних запасів і в результаті – низький рівень

використання ресурсів підземних вод для питного водопостачання в районах з розвитком кристалічних порід.

У рамках науково-дослідної роботи у 2016-2020 рр. «Нові підходи до розв'язання проблем нецентралізованого водопостачання за рахунок підземних вод, приурочених до кристалічних порід (на прикладі Жашківського родовища підземних вод Українського Щита)» в Інституті геологічних наук НАН України вивчались на моделі можливості збільшення продуктивності водозабору за рахунок підземних вод, приурочених до кристалічних порід у контексті штучних змін гідрогелогічних параметрів (Л.І. Петренко та інші). У згаданій роботі було створено геофільтраційну модель досліджуваного району, на якій розглянуто індивідуальні підходи збільшення продуктивності водозабору у тріщинуватих кристалічних породах (з врахуванням результатів геофізичних досліджень) та запропоновано наступні можливі варіанти: 1) збільшення продуктивності водозабору за рахунок штучного збільшення тріщинуватості; 2) збільшення продуктивності водозабору за рахунок штучного збільшення перетоку через роздільний шар; 3) збільшення продуктивності водозабору за рахунок створення греблі. Отримані результати свідчать, що штучне збільшення тріщинуватості за рахунок здійснення вибухових робіт може істотно позначитись на збільшенні продуктивності водозабору. Варто зазначити, що новизна у даному контексті не стосується штучного поповнення запасів підземних вод як самого по собі, а тільки у застосуванні його в умовах Українського щита.

Дослідження у даному контексті продовжуються у рамках програмно цільової тематики НАН України «Аналіз гідрогелогічних умов водозаборів центральної та південної частини Українського щита з метою штучного поповнення запасів підземних вод». Очікувані результати включатимуть в себе: типізацію водозаборів за умовами формування водних ресурсів, виявлення груп водозаборів з різними можливостями штучного поповнення запасів підземних вод – чи в осадових відкладах, чи у відкладах зони вивітрювання, чи завдяки зв'язку з річками, чи за умов створення водосховищ.



## КАТІОННИЙ КРОХМАЛЬ ЯК ФЛОКУЛЯНТ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

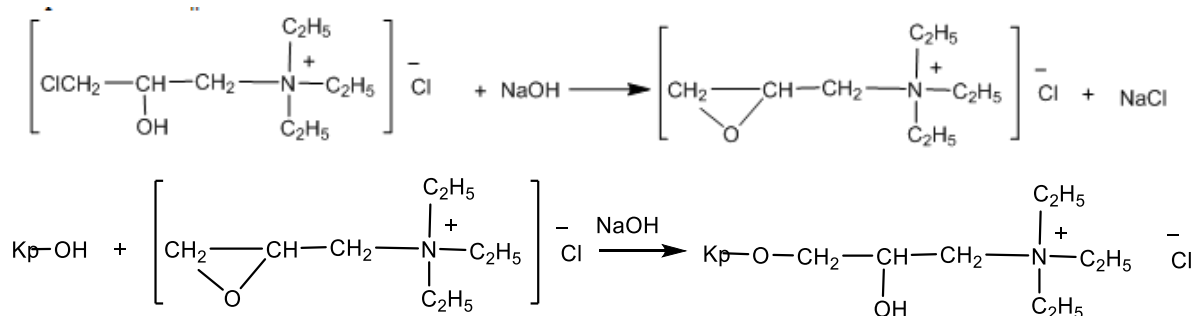
**О. Г. Будішевська, І. В. Юринець, Д. В. Сасин**

Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна

Очищення стічних вод харчової промисловості і підприємств з перероблення сільськогосподарської продукції є важливою екологічною проблемою. На даний час як флокулянти широко використовують синтетичні аніоноактивні полімери, такі, як похідні гідролізованого поліакриламиду, кополімери акриламиду і акрилової кислоти та інші. Однак синтетичні полімерні флокулянти, зокрема, катіонні не являються біодеградабельними. Відомо також, що мономер акриламід має нейротоксичні і канцерогенні властивості. Отже, використання таких синтетичних катіонних поліелектролітів у процесі очищення питної води є сумнівним та не дешевим. Тому одержання і використання екологічно безпечних флокулянтів на основі природних біополімерів, які є біодеградабельними і нетоксичними залишається перспективним і актуальним питанням.

Метою роботи є синтез катіонного крохмалю через взаємодію амінуючого реагенту (АР) 2-гідрокси-3-хлоропропілтриетиламоній хлориду з кукурудзяним крохмалем, дослідження його структури та дослідження процесу осадження компонентів сироватки після виробництва кисломолочного сиру дією одержаного катіонного крохмалю як флокулянта.

Катіонний крохмаль з амонійними групами одержували взаємодією АР з крохмалем у присутності NaOH «напівсухим» методом за наступними основними реакціями:



*Утворення катіонного крохмалю через взаємодію 2-гідрокси-3-хлоропропілтриетиламоній хлориду у присутності NaOH з кукурудзяним крохмалем*

Досліджено залежність ступеня заміщення гідрогену груп OH у ланках крохмалю на амонійні фрагменти від співвідношення реагентів.

Структуру катіонного крохмалю підтверджували ІЧ спектроскопією, вміст нітрогену визначали методом К'ельдаля. Ступінь заміщення атомів гідрогену у ланці крохмалю фрагментами з амонійною групою визначали за вмістом нітрогену.

Одержаний катіонний крохмаль із ступенем заміщення 0,21 досліджено як флокулянт у

процесі освітлення сироватки після одержання кисломолочного сиру на фірмі «Галичина». Дослідження освітлення проводили турбідиметричним методом з використанням світлофотометра UNICO 1201.

Показано, що швидкість освітлення залежить від концентрації флокулянта і рН сироватки. Осад, який утворювався під дією катіонного крохмалю формують такі складові сироватки як протеїни, в основному,  $\alpha$ -лактоглобулін,  $\beta$ -лактоглобулін, сироватковий альбумін та органічні кислоти. Найбільша швидкість освітлення спостерігалась у перші 10 хвилин при рН меншому, ніж ізоелектричні точки протеїнів сироватки - рН 3,8. Після додавання катіонного крохмалю у сироватку відбувається електростатична і дисперсійна взаємодія макрокатіонів флокулянта з протеїнами і кислотами сироватки, в результаті чого утворюються нерозчинні комплекси та нерозчинні солі з кислотами сироватки, їх швидка нуклеація та наступна швидка вторинна агрегація, утворення осаду та освітлення середовища.

Турбідиметричні дослідження флокуляції при рН вище ізоелектричних точок протеїнів сироватки, а саме при рН 7,4 свідчили, що освітлення сироватки не відбувається. Пояснити це можна тим, що протеїни сироватки при рН 7,4 переважно знаходяться у вигляді макроаніонів, які електростатично миттєво взаємодіють з макрокатіонами флокулянта. При цьому утворюються стійкі міжмолекулярні полімерні комплекси, що миттєво збільшує мутність у сироватці і освітлення не спостерігається.

Встановлено, що існують оптимальні значення концентрацій флокулянта, при яких швидкість освітлення сироватки максимальна. Найбільшу швидкість освітлення спостерігали при концентраціях флокулянта 43,7 - 58,0 мг/л. Це можна пояснити зміною конформації макромолекул, а саме, їх «розгортанням» при таких концентраціях та посиленням міжмолекулярної взаємодії з макромолекулами протеїнів та кислотами сироватки та утворенням нерозчинних комплексів протеїн - флокулянт та нерозчинних солей з кислотами сироватки. При більших концентраціях флокулянта його електростатична і дисперсійна взаємодія з макромолекулами протеїну є меншою унаслідок щільнішої конформації.

У подальших роботах показано, що синтезований катіонний крохмаль забезпечує процеси флокуляції у розчинах поліетиленгліколів різної молекулярної маси, алкілполіетиленсульфатів, зокрема, додецилтриоксиетиленсульфату натрію (лауретсульфату) та розчинів деяких білків.

Одержані результати дозволяють розглядати катіонний крохмаль, одержаний запропонованим методом як перспективний біодеградабельний, нетоксичний флокулянт для осадження речовин сироватки після виробництва кисломолочного сиру з подальшим використанням осаду, а також як флокулянт для очищення стічних вод як у виробництвах харчової промисловості, так і для очищення побутових стічних вод.

**РОЗВИТОК ІНСТРУМЕНТІВ УПРАВЛІННЯ  
ВИКОРИСТАННЯМ ВОДНИХ РЕСУРСІВ**

**В. Виговська, С. Степенко, А. Приступа**

Національний університет «Чернігівська політехніка», м. Чернігів, Україна

Перспективи економічного зростання національної економіки визначаються темпами її модернізації та інноватизації. Вітчизняна практика реалізації вказаних процесів супроводжується низкою проблем, серед яких першочергового вирішення вимагають питання раціоналізації використання водних ресурсів задля забезпечення умов їх економії, зниження рівня забруднення, дотримання принципів екологічної безпеки та економічної ефективності. Також, водокористування в Україні характеризується зростанням антропогенного тиску, що звужує здатність водних ресурсів до самовідтворення. Запровадження у вітчизняну практику екологоорієнтованих підходів до використання таких ресурсів, що реалізуються через запровадження водоохоронних проєктів, ініціює необхідність нарощення витрат на створення систем контролю та раціонального використання водних об'єктів. За вказаних умов, важливого значення набуває розробка та реалізація дієвої державної стратегії використання та захисту водних ресурсів.

Дана стратегія має представляти собою обґрунтування сукупності заходів, спрямованих на раціональне та ефективне використання водних ресурсів країни, нейтралізацію негативних наслідків їх забруднення, зниження антропогенного навантаження, реалізацію економічного потенціалу таких ресурсів, нарощення доходів бюджету за рахунок збільшення обсягів платежів за водокористування. Масштабність завдань економічно ефективного та екологічно збалансованого користування водними ресурсами вимагає розробки механізмів їх відтворення шляхом обґрунтування оптимальних сценаріїв водокористування як обов'язкової умови розвитку національної економіки на принципах сталого розвитку. Важливим інструментом їх розробки визнано формування ефективної системи моніторингу стану використання водних ресурсів, яка б дозволила генерувати масив достовірної інформації щодо факторів, які його визначають (рис.1). Моніторинг водних ресурсів передбачає вимірювання сукупності показників, що характеризують фізичну, фінансову, соціальну, демографічну компоненту використання водних об'єктів. Такий моніторинг пропонується здійснювати із використанням можливостей нейротехнологій, факторного аналізу та моделювання, вимірювання часових рядів та моделей багатокритеріальної оптимізації.

Важливою перевагою моніторингу стану використання водних ресурсів є можливість отримання детальної інформації про водні об'єкти, а також контроль змін та відхилень відстежуваних процесів у реальному часі. Це дає змогу не тільки формувати необхідну

інформаційну базу щодо особливостей водокористування, а й у короткі терміни її доповнювати та оновлювати.



**Рисунок 1** - Теоретична модель формування системи моніторингу водних ресурсів

*Джерело: авторська розробка*

Проведення моніторингу використання водних ресурсів створює інформаційне підґрунтя для вирішення низки питань:

- збір інформації щодо стану водних ресурсів країни та окремих територій;
- систематизація та аналіз зібраного інформаційного масиву;
- ідентифікація конструктивних та деструктивних тенденції водокористування, з’ясування факторів, що їх зумовлюють;
- прогнозування наслідків виявленої практики використання водних ресурсів;
- розробка та обґрунтування управлінських рішень щодо забезпечення умов раціоналізації використання водних ресурсів.

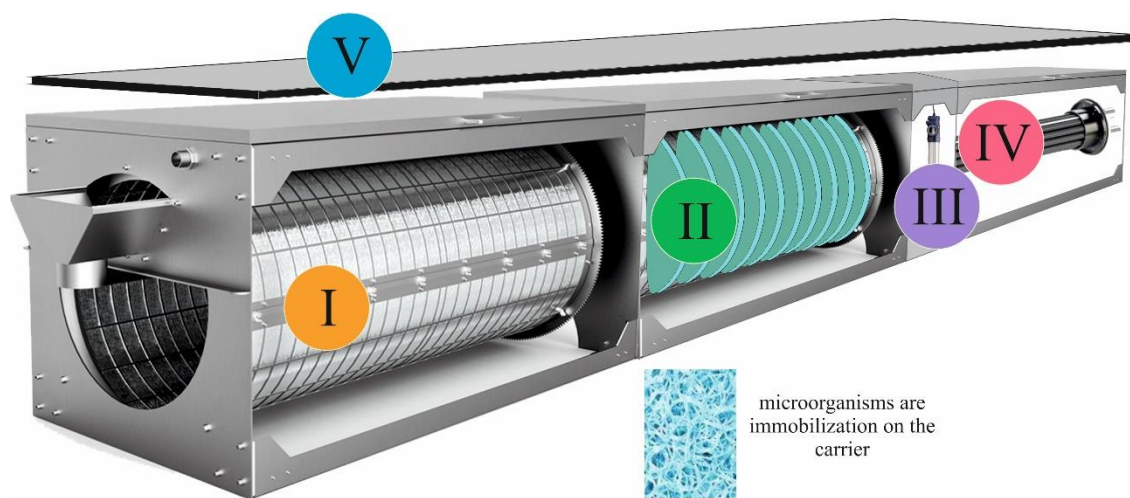
**"BIOGOAL" - WASTEWATER TREATMENT INNOVATIVE TECHNOLOGY FOR  
"ZERO ENERGY" BUILDINGS**

**O. Hrytsyna, A. Shymans'kyy, Y. Dzhuha, S. Stankevych, I. Kitovs'kyy, D. Sidlets'kyy**

National University of Water and Environmental Engineering, Rivne, Ukraine

The problem of quality wastewater disposal is typical for 40% of Ukrainian households according to a study by the Swiss-Ukrainian DESPRO project. Local wastewater treatment plants are a solution to this problem because they treat water of small quantity and are located near consumers.

An innovative wastewater treatment technology "BioGoal" for "Zero Energy" buildings has 5 stages: I - mechanical treatment, II - biological wastewater treatment, III - wastewater disinfection, IV - wastewater energy utilization, V - solar panel.



**Figure 1** – Wastewater treatment technology "BioGoal" for "Zero Energy" buildings.

Wastewater pollution is separated into solid and liquid components at the first stage by a microfilter during mechanical treatment. The solid component is dehydrated and utilized. The process of biological nitrification-denitrification, oxidation of organic matter happens in the second stage with a drum biofilter. Wastewater disinfection and partial regeneration of the microfilter screen is carried out with the help of an ultraviolet lamp. The wastewater energy for the user's needs utilize by the heat exchanger "water-water" of the heat pump system. Independent electrical work of the plant can provide solar panels over the wastewater treatment plant.

The technology is being tested in the laboratory with the next production trials in the fall. The design efficiency of wastewater treatment will be more than 95% in terms of BOD<sub>5</sub>, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and nitrite. The volume of energy will be obtaining from 1 cubic meter of wastewater 2-3 kW.

**СИСТЕМА ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОГО ОПРАЦЮВАННЯ ІНФОРМАЦІЇ ЩОДО  
ВОДООЧИЩЕННЯ ІЗ ВРАХУВАННЯМ ДІЇ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ І  
МІНІМІЗАЦІЇ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ**

**Н. Заєць<sup>1</sup>, В. Штепа<sup>2</sup>**

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

<sup>2</sup>Поліський державний університет, Пінськ, Республіка Білорусь

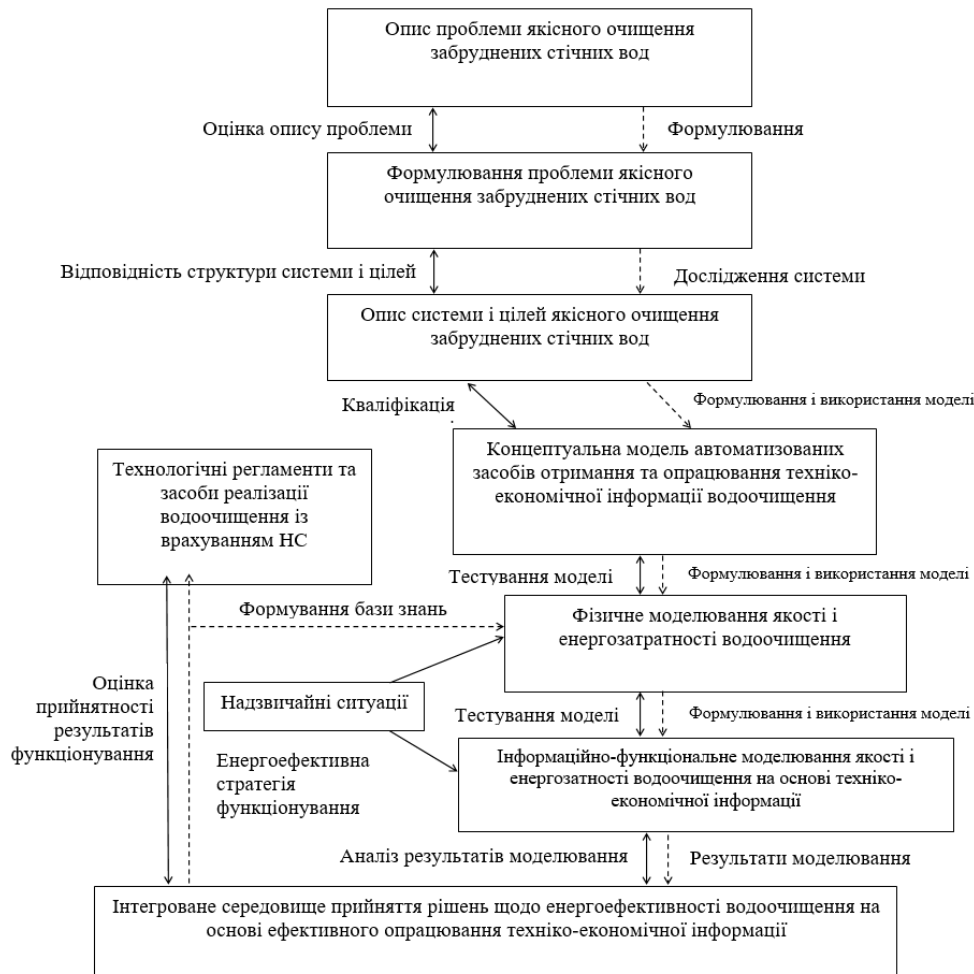
Останнім часом велика увага приділяється розробці систем дистанційного моніторингу та прогнозування забруднень для захисту довкілля та природних ресурсів. Проте діяльність з моніторингу і прогнозування енергетичних, екологічних та ресурсних параметрів потенційно небезпечних об'єктів та протіканням технологічних процесів на них в режимі реального часу не виконувалась. Ця задача досить складна та багатопланова, при цьому необхідно використовувати різні методи і засоби. Така ситуація призводить до невиконання вимог нормативних документів щодо екологічної безпеки на різних рівнях: від регіонального до державного.

**Мета досліджень** – обґрунтування схеми інтелектуальної системи прийняття рішень щодо ефективності водоочищення на основі опрацювання техніко-економічної інформації із використанням інформаційно-управляючих технологій.

Створення якісних систем очищення стічних вод, каналізування та доочищення питної води можливо лише при реалізації ряду етапів з комбінуванням різних методів видалення забруднювачів – неможливо створити промислову систему водоочищення тільки за каталогом обладнання. Оскільки не буває двох однакових об'єктів – кожен має свою специфіку: якість вхідної води; параметри технологічних процесів, які використовують воду; джерела теплової енергії і тд. При цьому під час проектування не враховується можливість дії надзвичайних ситуацій техногенного та природного походження, хоча для ефективного і раціонального природокористування це необхідно

Для вирішення такої задачі доцільно використати інтелектуальні системи та засоби моделювання, що дозволить покращити спостережуваність (прогнозованість) на основі непрямих показників та параметрів. Обґрунтування функціональних задач комплексу технічних засобів вимірювання та стабілізації умов довкілля виконується на основі ДСТУ ISO 10012:2005 «Вимоги до процесів вимірювання та вимірювального обладнання». Відповідно, на реальних комунально-промислових об'єктах, на прикладі каналу «очищення стічних вод», пропонується наступна схема створення інформаційно-функціональних моделей для подальших досліджень (Рис. 1).

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL



**Рисунок 1** – Структура системи інтелектуального опрацювання інформації щодо водоочищення

Відштовхуючись від можливості наблизитись до режиму реального часу при зборі еколого-ресурсної інформації на конкретному об'єкті, пропонується інтегрована схема управління еколого-ресурсною безпекою за каналом «водокористування» на регіональному рівні що дає змогу вирішувати наступні прикладні задачі:

- формування еколого-ресурсної стратегії розвитку регіону із наближенням оперативності реакції на надзвичайні ситуації до режиму реального часу;
- прогнозування потенційних небезпек щодо негативної дії антропогенних факторів із превентивною протидією надзвичайних ситуацій;
- науково-технологічне підтримання функціонування очисних споруд комунально-промислових об'єктів із впровадженням екологічно безпечних технологій;
- об'єктно-орієнтоване впровадження сучасних технологічних рішень;
- інтенсифікація науко-практичних досліджень шляхом кооперації реального сектора економіки та наукових установ із інтеграційною функцією регіонального науково-практичного центру управління еколого-ресурсною ефективністю об'єктів водокористування.

**ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД БІОГЕННИХ СПОЛУК  
НІТРОГЕНУ І ФОСФОРУ ТА ЇХ ВИРІШЕННЯ**

**Л. Саблій**

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

Однією з найголовніших проблем сьогодення в Україні в галузі очищення стічних вод є застарілі технології біологічного очищення, які використовуються в містах і селах. Підвищений вміст у стічних водах біогенних речовин (сполук нітрогену і фосфору) не дозволяє отримати необхідну якість очищення води і призводить до зростання забруднення природних водойм, їх евтрофікації, погіршення кисневих умов, вторинного забруднення води та ін.

Метою роботи було запропонувати технології очищення стічних вод від сполук нітрогену і фосфору, дослідити їх ефективність та визначити раціональні параметри роботи з мінімальним використанням матеріальних і енергетичних ресурсів.

Дослідження виконували в рамках реалізації інвестиційного проекту «Покращення екологічної ситуації у Шацькому національному парку шляхом каналізування населених пунктів навколо озера Світязь» сумісно з проектною організацією Екотехсервіс.

Особливістю Шацького природного парку є понад 30 озер, розташованих у межиріччі Прип'яті і Західного Бугу поблизу с.м.т. Шацьк. Парк граничить з Польщею і Білоруссю. Було розглянуто системи водовідведення трьох населених пунктів: с.м.т. Шацьк, с. Світязь, с. Пульмо, з санаторіями і базами відпочинку, для яких характерна сезонна нерівномірність водовідведення. Для об'єктів характерна недостатня продуктивність існуючих очисних споруд (наприклад, для с.м.т. Шацьк 400 м<sup>3</sup>/добу, а потрібно 1000 м<sup>3</sup>/добу), старі технології (наприклад, з установками КУ, які погано працюють), відсутність належного видалення біогенних речовин, не враховується сезонність роботи об'єктів відпочинку, що ускладнює роботу споруд біологічного очищення, та ін. Наприклад, для с.м.т. Шацьк витрата стічних вод в сезон осінь-весна становить 300 м<sup>3</sup>/добу, а влітку - 1100 м<sup>3</sup>/добу. За забрудненнями ці стічні води характеризуються такими показниками: завислі речовини – до 250 мг/дм<sup>3</sup> (при ГДС - 17 мг/дм<sup>3</sup>), ХСК – до 400 мг/дм<sup>3</sup> (при ГДС - 80 мг/дм<sup>3</sup>), БСК<sub>повн</sub> – до 340 мг/дм<sup>3</sup> (при ГДС - 15 мг/дм<sup>3</sup>), азот загальний – до 110 мг/дм<sup>3</sup>, азот амонійний – до 40 мг/дм<sup>3</sup> (при ГДС - 40 мг/дм<sup>3</sup>), фосфати 17 мг/дм<sup>3</sup> (при ГДС - 2,5 мг/дм<sup>3</sup>).

Сезонність роботи об'єктів змушує використовувати технології біологічного очищення у дві лінії, одна з них очищує стічні води населеного пункту, а друга працює на об'єкти із сезонним водовідведенням. У періодичних умовах складно використовувати технологію



біологічного очищення стічних вод з активним мулом, з нітрифікуючим мулом (доволі тривала перерва в роботі аеротенків, адаптація активного мулу, нарощування його біомаси і т.ін.).

Для очищення стічних вод об'єктів сезонної роботи запропоновано використання технології біологічного очищення з іммобілізованими мікроорганізмами на спеціальних носіях, які у вигляді блочних модулів можуть бути встановлені в резервуарах споруди біологічного очищення. Використання в якості носіїв капронових волокон дозволяє одержати площу поверхні до 5000 м<sup>2</sup> на 1 м<sup>3</sup> та досягти високих концентрацій біомаси в споруді – до 40 г/дм<sup>3</sup> в анаеробних умовах і до 20 г/дм<sup>3</sup> – в аеробних і аноксидних.

Дослідження проводили у двох напрямках: визначення ефективності очищення стічних вод від біогенних сполук; відновлення роботи іммобілізованих мікроорганізмів, які зберігались тривалий час у висушеному стані на поверхні волокон. Ступінь очищення стічних вод за концентрацією амонійного азоту досягала 0,9 мг/дм<sup>3</sup>, нітритів – 0,15 мг/дм<sup>3</sup>, нітратів – 21 мг/дм<sup>3</sup>, фосфатів – 2,5 мг/дм<sup>3</sup>. Тривалість відновлення роботи іммобілізованих на носіях мікроорганізмів становила – до 8 діб.

На підставі проведених досліджень для смт Шацьк, сіл Гаївка, санаторію «Лісова пісня і зони відпочинку «Грядя» було запропоновано технологію та очисні споруди, розраховані на роботу у двох режимах: 1 – осінь-весна, продуктивність 300 м<sup>3</sup>/добу, очисні споруди 1 черги (реконструкція старих очисних споруд с.м.т. Шацьк): споруди механічного очищення; біокоагулятор-флотатор (замість первинного відстійника); аноксидний біореактор (денітрифікатор) з іммобілізованими мікроорганізмами; аеробний біореактор (нітрифікатор) з іммобілізованими мікроорганізмами; вторинні відстійники; пінополістирольні фільтри; біоставки; споруди для знезараження очищеної стічної води; 2 – літо, продуктивність 1400 м<sup>3</sup>/добу, очисні споруди 1 черги (300 м<sup>3</sup>/добу) і другої (1100 м<sup>3</sup>/добу): споруди механічного очищення; первинні відстійники; аноксидний біореактор з іммобілізованими мікроорганізмами; аеробний біореактор з іммобілізованими мікроорганізмами; вторинні відстійники; доочищення і знезараження на спорудах разом із стічними водами, які пройшли очищення на спорудах 1 черги. Очищені стічні води відводяться в озеро Плотичче і далі – в озеро Кримне.

Отже, розроблено і досліджено технології очищення стічних вод об'єктів Шацького національного парку із сезонною нерівномірністю водовідведення, в основу яких покладено використання іммобілізованих мікроорганізмів в анаеробних, аноксидних і аеробних умовах. Впровадження технологій дозволить ефективно видаляти зі стічних вод біогенні сполуки азоту і фосфору і поліпшити екологічну ситуацію природного парку.

## **СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ В ОЧИЩЕННІ ВОДИ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ НАПОЇВ**

**І. Я. Почапська, Ю. Я. Хлібишин**

Національний університет «Львівська політехніка», м.Львів, Україна

Підготовка і обробка води у виробництві напоїв є важливою як у гігієнічному, так і органолептичному значенні, оскільки є важливою для формування правильного (очікуваного) смаку готового продукту. Технологія очищення завжди залежить від особливостей складу води, доступної для конкретного підприємства, та вимог виробництва напою. Кожен напій (наприклад, газовані напої, мінеральна вода, фруктові соки, безалкогольні напої, пиво та горілка, джин тощо) потребує індивідуальної очистки води. Наприклад, багато виробників безалкогольних напоїв наводять дуже точні специфікації складу води, що використовується для забезпечення відтворення правильного смаку своїх напоїв, інколи такі вимоги, навіть, зазначаються в патентах. Таким чином, це і висуває значні вимоги до необхідної технології очищення води.

Методи цієї очистки загальновідомі, а тому виробники концентрують власне увагу на тому який метод/методи і обладнання яких фірм краще застосовувати. Без належного процесу фільтрації небажані мінерали та бактерії можуть змінити смак та вигляд напою, а тому через спеціальні адсорбуючі матеріали видаляють небажані речовини, такі як важкі метали, миш'як, залізо, марганець, а також сірководень з води. Крім цього, досить поширеною є ультрафільтрація на мембранах з розміром пор 0,02 мкм, при якій бактерії і, навіть, віруси частково видаляються. Таким чином, ця технологія очищення води для напоїв створює ефективний початковий бар'єр. Ультрафільтрація також є ідеальною попередньою обробкою для подальшого зворотного осмосу (установки зворотного осмосу досить економічно вигідні із ККД до 95%), щоб зменшити потенціал забруднення, викликаний органічними відкладеннями.

Для дезінфекції води, що буде використана в приготуванні напоїв, найчастіше застосовують діоксид хлору. Однак використання дещо дорожчого озонування чи опромінення УФ може бути досить ефективним, наприклад, коли мова йде про пролонгування властивостей очищеної питної води, поки вона не розливається по пляшках і не закупорюється.

Сучасний ринок насичений обладнанням для водоочищення німецького, китайського, канадського та ін. виробництв. До прикладу, на підприємствах «Coca-Cola» використовують обладнання канадської фірми SUEZ з системою нанофільтрації BEV. Зазначені системи SUEZ використовують геодані розташування джерел водопостачання з метою врахування складу води, що підлягає водоочищенню.

На заводах «Carlsberg Group» використовуються водоочисні споруди німецької фірми «EnviroChemie» з анаеробним біо-реактором вертикального кондиціонування типу ASBx. Щодо технологічних інновацій, то пивоварна установка в Данії, а, власне, завод у Фредерісії побудований на новому підході до очищення та утилізації технологічної води, де, серед іншого, використовує ультрафіолетове випромінювання для знищення бактерій. Одночасно біогаз виробляється як залишковий продукт, який можна використовувати для виробництва енергії.

Натомість, знаний виробник шотландського віскі Glen Mogaу використовує фільтри компанії Fieder, що передбачають різні види фільтрування, а на заключній стадії – застосування ультрафільтрації.

Однак, на жаль, виробники напоїв не завжди схиляються до вибору якісного обладнання. Причин існує багато, проте їх можна звести до двох основних, а саме економічних (вартість обладнання та його кваліфіковане обслуговування) і доволі широкі межі вимог до якості води згідно діючих стандартів.

Скажімо, запатентованими дослідженнями (US Patent Application 20190127239), показано, що характеристики кавітації породжують зміни швидкості, тиску, температури, хімічного складу та фізичних властивостей рідини. Характеристики кавітації також запобігають осіданню забруднювачів на поверхні фільтруючого модуля та його видаленню, зменшують навантаження на фільтруючі елементи та збільшують термін служби фільтруючого модуля, таким чином, знижуються економічні видатки на обслуговування обладнання для забезпечення якісного водоочищення.

Згідно ст.1 Закону України «Про основні принципи та вимоги до безпечності та якості харчових продуктів» харчовий продукт вважається непридатним до споживання людиною, якщо він, серед іншого, не відповідає обов'язковим мінімальним специфікаціям якості. По суті, основними стандартами щодо якості води, якими керуються при виробництві напоїв є ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» та ДСТУ ГОСТ 27384:2005 «Вода. Норми похибки вимірювань показників складу і властивостей». Проблема якості та безпечності харчових продуктів, зокрема води, є безперечно однією із найголовніших для споживачів, а тому саме якість сировини формує якість кінцевого продукту.

Якщо розглядати значення водоочищення при виробництві напоїв (як безалкогольних, так і алкоголевмісних), то якісні характеристики води формують смакові властивості кінцевого продукту, тобто його якість, а, отже, популярність серед споживачів, можливість швидкої реалізації і отримання виробником очікуваних прибутків.

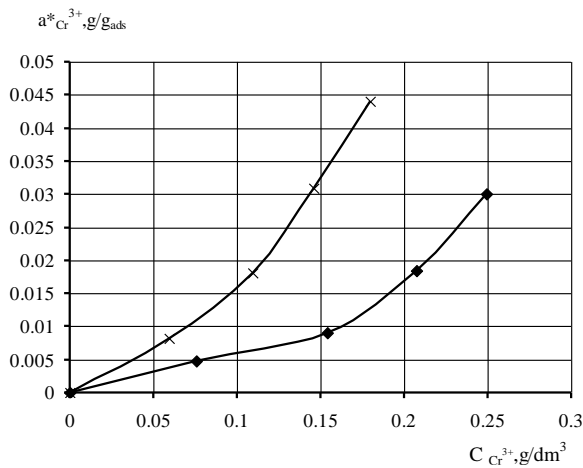
**PURIFICATION OF DRINKING WATER FROM Cu (II) AND Cr (III) IONS  
BY MODIFIED ZEOLITE**

**V. Sabadash, J. Gumnitsky**

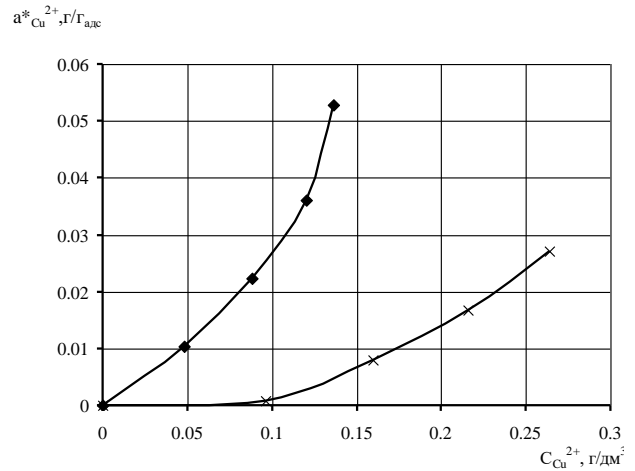
Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Heavy metals are dangerous pollutants due to their toxicity even at low concentrations and inability to biodegradation. Rising levels of heavy metals in natural bodies of water pose a serious threat to all living organisms, including humans. The most common methods available to reduce the concentration of heavy metals are chemical precipitation, ion exchange, adsorption and reverse osmosis. Given the peculiarities of the crystal structure, natural zeolites are able to absorb only metal cations, and chemical modification of the inner surface of the natural sorbent expands the range of sorption capacity of zeolites relative to anions and nonpolar organic compounds. The process of modification of zeolites consists in the reaction of ion exchange of the cation exchanger surface by exchange cations on the inner surface of the zeolite, for example aliphatic Quaternary amines, acid activation of a natural sorbent, and the like. Previous studies have shown that from a two-component system containing both copper and chromium ions, only copper, which is much less toxic than chromium cations, can be removed. In Ukraine, the MPC for copper according to the general sanitary limit of harmfulness is 1.0 mg / g, for trivalent chromium 0.5 mg / g, for hexavalent chromium 0.1 mg / g. The aim of this work was to create an effective sorbent for the extraction of heavy metal ions and to study the process of simultaneous adsorption of copper and chromium cations on the surface and in the volume of the modified zeolite under static conditions. Modification of natural clinoptilolite was carried out by the method of acid activation, which consists in treating the samples with solutions of sulphuric, hydrochloric, phosphoric and acetic acids for a certain period of time under heating and stirring. This method of influencing natural mineral sorbents actually accelerates the processes that take place in natural conditions under the influence of air, water containing carbon dioxide, pressure for a long time (the process of chemical weathering in the zone of hypergenesis). The experimental material of homogeneous fractional composition was obtained by sieving natural clinoptilolite through sieves with a cell size of 2-3 mm. For acid modification of the sorbent, a solution of phosphoric acid (20%) in a volume ratio of 1: 2 (solid phase: solution) was added, mixed thoroughly, and the resulting suspension was maintained under normal conditions for 24 hours. For alkaline modification of the sorbent, sodium hydroxide solution (20%) was added in a volume ratio of 1: 2 (solid phase: solution), mixed thoroughly, and the resulting suspension was maintained under normal conditions for 24 hours. Washed with distilled water in a volume ratio of 1:10 (suspension: distillate). After settling, the precipitate formed was collected and dried at 105 ° C. To study the change in the chemical composition of zeolite after adsorption of heavy metals from the liquid phase, we used

natural zeolite - clinoptilolite of Sokyrnytsia deposit and modified with 20% solutions of  $H_3PO_4$  and  $NaOH$ . The model solution contained mass amounts of copper and chromium ions in a ratio of 1: 1. The concentration of each ion in the test solutions was 0.01, 0.2, 0.4, 0.6 and 1 g /  $dm^3$ . A portion of zeolite was added to the contents of each sample, mixed, and sealed. The adsorption process was carried out for 48 h in a thermostat at a temperature of  $20 \pm 0.5^\circ C$ . After completion of the process, the solution was filtered and the zeolite was dried to constant weight. The amount of absorbed ions of copper and chromium was determined by photometric method. We studied the adsorption of a mixture of copper and chromium ions on a modified sorbent. The following types of sorbents used: sodium hydroxide-modified clinoptilolite and phosphate-modified clinoptilolite.



**Figure 1** – Isotherm of compatible adsorption of Cr (III) on modified sorbents: x - zeolite modified  $H_3PO_4$ ; ♦ - zeolite modified with  $NaOH$



**Figure 2** – Isotherm of compatible adsorption of Cu (II) on modified sorbents: x - zeolite modified  $H_3PO_4$ ; ♦ - zeolite modified with  $NaOH$

The adsorption of copper ions on alkali-modified zeolite was more intense compared to the sorbent modified with phosphate acid.

The adsorption of chromium ions is intense on the surface of the sorbent modified with phosphate acid. Comparison of the sorption isotherms presented in Figures 1 and 2 with the previous data indicates an increase in the sorption capacity of the modified zeolite almost twice compared to the natural sorbent.

The reason for this is the formation of wider pores as a result of the dissolution of the zeolite rock. This trend is confirmed by many researchers working in the field of modification of sorbents with mineral acids. The formation of a large number of meso- and macropores that allow the absorption of large molecules is indicated. Based on the analysis of experimental studies, the effectiveness of the use of clinoptilolite, modified by acid activation, as a sorbent of Cu (II) and Cr (III) ions from wastewater was confirmed.

## ШЛЯХИ ЕКОНОМІЇ ВОДИ У ЖИТЛОВИХ БУДИНКАХ

В. Прогульний, І. Грачов

Одеська державна академія будівництва та архітектури, Одеса, Україна

Найбільш поширені способи економії води:

**1. Облік води.** При цьому облік повинен бути поквартирний, оскільки саме в цьому випадку починають працювати психологічні чинники. Якщо ж такого обліку немає, то водоспоживання різко зростає. Не дають потрібний ефект лічильники води тільки на вводах у будинки.

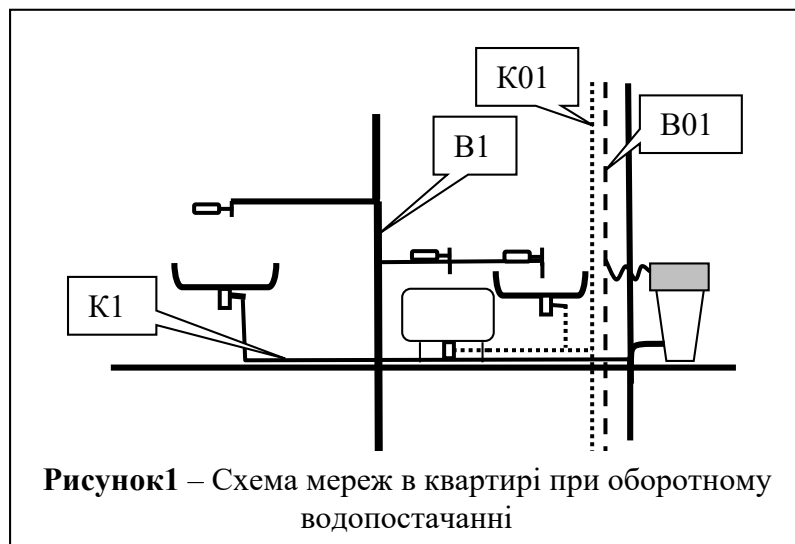
В Одесі, після масового встановлення квартирних лічильників води, подача води в місто за 10 років зменшилася на 35-45%.

**2. Підвищення тарифів на воду.** Це найменш популярна, але дуже дієва міра, судячи з досвіду Європейських країн.

**3. Зниження напорів в мережі.** У багатоповерхових будинках це особливо важливо. Так, в десятиповерховому будинку різниця тисків у верхніх і нижніх поверхах становить 35-40м. Вихід зі становища – встановлення поверхових регуляторів напору. Потрібне при цьому деяке збільшення вартості компенсується помітним зниженням водоспоживання. Так, зниження напору на 10 м забезпечує економію води на 5-8%.

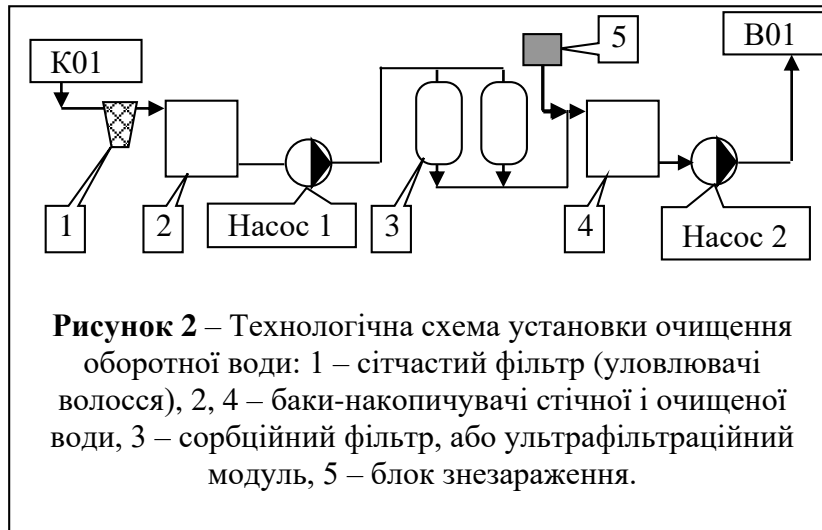
Порівняно новим, але досить ефективним способом економії води є повторне її використання в житлових будинках. Справа в тому, що значна частина водоспоживання – це змивні бачки (до 40% загальної витрати), для яких не потрібна дорога питна вода. Тут можуть бути використані, так звані, «сірі» стоки – це не дуже забруднена вода після умивальників, душів (ванн).

Схема комунікацій при оборотному водопостачанні приведена на рис.1. При зворотному водопостачанні знадобляться додаткові мережі (пунктир на рис. 1):



1. Збір «сірих» стоків від умивальників і ванн (K01).
2. Подача очищеної води в змивні бачки (B01).

Крім того, потрібно додаткове обладнання – установка очищення стічних вод K01 (рис.2). Стоки з системи K01 потребують очищення від великої суспензії, волосся і синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), оскільки вони можуть забивати отвори малого діаметру в змивних бачках, а СПАР – давати відкладення на поверхні унітазів або в трубах. Воду в системі B01 потрібно постійно або періодично знезаражувати.



Працює установка в такий спосіб: стічна вода із системи K01, пройшовши сітчастий фільтр (уловлювачі волосся) 1, надходить в бак-накопичувач стічної води 2, потім перекачується в сорбційний фільтр 3, а звідти – в бак-накопичувач очищеної води 4.

Потім вода в міру необхідності перекачується в систему B01, що живить змивні бачки. Періодично система очищення і мережа B01 знезаражуються. Установка автоматизована, що дозволяє їй працювати без постійного обслуговуючого персоналу.

Для оцінки техніко-економічної доцільності проекту був виконаний розрахунок для 4-х секційного 9-ти поверхового будинку з 144 квартирами в м. Чорноморську, який показав, що плата мешканців за воду зменшується на 30-40%, а термін окупності не перевищує 2 років. Економічна ефективність системи буде в майбутньому зростати, через постійне зростання тарифів на воду.

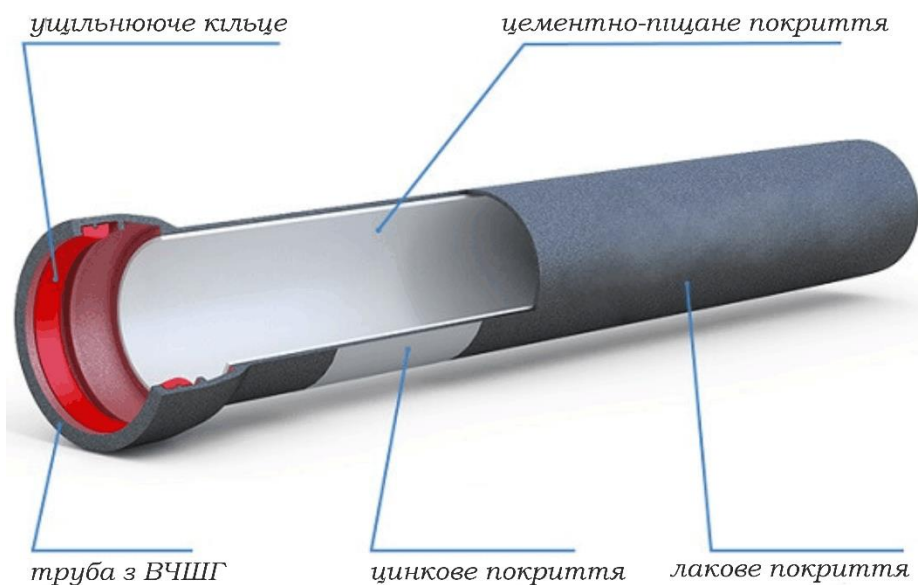
Таким чином, оборотне водопостачання житлових будинків економічно доцільне. Впровадження оборотного водопостачання дає і інші позитивні результати: з точки зору екології – скорочується забір води з джерела і зменшується скидання стічних вод у водойми; знижується вартість водозабірних, очисних споруд і систем подачі і розподілу води, а також їх експлуатації, зменшується навантаження на каналізаційні та водопровідні мережі.

**ЧАВУННІ ТРУБИ ВЧШГ У БЕЗТРАНШЕЙНОМУ БУДІВНИЦТВІ  
ВОДОПРОВІДНИХ ТА КАНАЛІЗАЦІЙНИХ МЕРЕЖ**

**О. Сироватський, В. Сорокіна, О. Ісакієва, О. Гайдучок**

Харківський національний університет будівництва та архітектури, Харків, Україна

Не зважаючи на те, що вітчизняний ринок все більше заповнюють труби з полімерних матеріалів, чавунні труби залишаються вельми затребуваними. Чавунні труби нового покоління виготовлені з високоміцного чавуну з кулястим графітом (ВЧШГ) (рис.1). Їх високі механічні властивості близькі до сталі, але дешевше, і перевищують їх за довговічністю (термін служби 80-100 років). Труби з ВЧШГ використовують як під тиском, так і у безнапірних трубопроводах. Чавунні труби ВЧШГ мають високу міцність, високу корозійну стійкість. В той же час ці труби пластичні, стійкі до ударних навантажень. Міцністю на тиск і вигін труби ВЧШГ перевищують сталеві, не кажучи вже про полімерні труби, тому труби з ВЧШГ можна прокладати під автотрасами, в сейсмозонах, в болотистих, пористих та інших нестабільних ґрунтах. Труби ВЧШГ стійкі до перепадів температур та вологості. Їх можна прокладати при всіх кліматичних умовах. Чавунні труби екологічно безпечні, не виділяють шкідливих речей, пошкоджені труби повністю утилізуються. Чавунні труби пожежестійкі і при пожежі не виділяють токсичних речовин. Ці труби безшумні в експлуатації, тому їх використовують при прокладці введів та випусків при будівництві вузькоспеціалізованих об'єктів, сучасних житлових комплексів, зовнішніх мереж. Глибина прокладання труб з ВЧШГ 8 - 10 м.



**Рисунок 1 – Чавунні труби ВЧШГ**



Для безтраншейної прокладки чавунних труб ВЧШГ рекомендується застосовувати метод горизонтально-направленого буріння (ГНБ).

Використання труб ВЧШГ при цій технології може бути застосоване як для будівництва нових так і для заміни вже існуючих трубопроводів. Прокладка труб ВЧШГ методом ГНБ виконується двома способами:

- послідовного нарощування секцій трубопроводу (якщо стислі умови будівельного майданчику);
- повної попередньої зборки секцій трубопроводу за всією довжиною.

Для прокладки використовують труби ВЧШГ з низькопрофільними розтрубами або безрозтрубні на фланцях. Ці труби повинні забезпечувати малі зусилля протягування, а також завдяки спеціальним замковим з'єднанням повинні гарантувати нероз'ємність стиків трубопроводу.

Доцільно застосовувати труби зарубіжного виробництва, де використовується спеціальний метод фіксації, який дозволяє забезпечити нероз'ємність стиків під дією осьового навантажування при протягуванні канчука труби. Один з рекомендованих типів з'єднань для технології ГНБ – це PJ- з'єднання для труб діаметром від 80 до 500 мм. З'єднання PJ забезпечує нероз'ємність труб при прокладці їх в складному рельєфі, в пагористій місцевості, при ударних навантаженнях та у вертикальному положенні. Труби розтрубні під з'єднанням PJ комплектуються ущільнювальними гумовими кільцями та стопорами. Рекомендована довжина канчука, яка протягується за один прохід не більше 300 погонних метрів.

З'єднання PJS - це стикове розтрубно-замкове під ущільнювальні кільця типу «tyton» та стопорами, які фіксуються металевою смужкою. Це з'єднання використовують при улаштуванні трубопроводів великих діаметрів від 600 до 1000 мм. При з'єднанні PJS забезпечується кільцевий замок за всією поверхнею розтрубу.

Згідно міжнародного стандарту ISO 2531 та в залежності від зовнішніх умов експлуатації, трубопроводи з ВЧШГ можуть використовуватись з захисним зовнішнім покриттям з металевого цинку, поліуретану, полімерної стрічки, бітумним покриттям, епоксидною смолою. Зовнішнє покриття розповсюджується на фасонні частини, а на при кінці труб повинні бути покриті епоксидними матеріалами. Внутрішнє покриття виконують цементно-піщаним, поліуретановим, емальованим. Сучасні труби з високоміцного чавуну ВЧШГ відповідають сучасним вимогам. Не зважаючи на декілька високу ціну і вагу, вони вдало доповнюють труби з полімерних матеріалів в технології безтраншейного будівництва, а в деяких випадках є безальтернативним рішенням будівництва мереж водопостачання та водовідведення.

## **TECHNOLOGIES OF SEWAGE DISPOSAL OF THE DAIRY INDUSTRY**

**S. Y. Isniuk, L. O. Mitiuk**

National Technical University of Ukraine, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, Kyiv, Ukraine

Dairy industry is one of the leading branches of agro-industrial complex of Ukraine. During the industrial processing of milk into dairy products, butter, cheese and casein we get by-products: skimmed milk, scoldin and whey. The main problems of this industry include the following criteria: low level of technological equipment of milk plants, outdated equipment, undeveloped market infrastructure, low level of supply of raw materials and capacity, low quality of the final products of the dairy industry, high level of competition from powerful enterprises equipped with modern equipment and technologies that produce dairy products under the known trademarks.

At the enterprises of the dairy industry, two types of industrial wastewater are formed: polluted and conventionally clean. Contaminated wastewater is formed by washing process pipelines, automobile tanks, floors, panels of industrial premises. Conventionally clean water of the dairy plant – when cooling milk and equipment as a result of operation of cooling and pasteurization plants, as well as ammonia and air compressors. Water of this category is recommended after the appropriate treatment to be sent to the reversible or repeated water supply systems of the enterprise.

Enterprises of the dairy industry, namely milk plants, use clean water, which in the process of its use for technological needs is contaminated with various impurities, most of which are organic impurities.

Production wastewater is formed mainly in the process of washing containers, equipment and during cleaning of industrial premises. Wastewater is also contaminated by milk losses and dairy products, production waste, reagents and impurities washed off the surface of the equipment.

Wastewater of dairy industry enterprises – highly concentrated drains on the content of organic compounds and unstable composition. The wastewater of the dairy industry is divided into two types:

- low-concentrated solutions – the remnants of milk and its processing products, chemical means for washing premises, technological equipment and containers;
- highly concentrated drains – waste from the production of various varieties of cheeses, dairy products and milk sugar.

Highly concentrated drains saturate the waste environment with organic compounds, fats and proteins. Therefore, wastewater treatment from this kind of contamination is a mandatory stage in the preparation of runoff before discharging into the reservoir or into the city sewage system for further cleaning and discharge.

Today, many methods of utilization of whey are developed: heat treatment, separation, canning, biological and membrane processing methods, etc. But the most common are methods of biological

treatment, which is explained not only by the peculiarities of the composition of wastewater, but also by the economic expediency of the use of biotechnology. Due to the high operating costs and the problem of waste disposal generated during the purification process, physico-chemical methods are used limited.

The method of biological purification is based on the ability of different groups of microorganisms to destroy soluble substances contained in wastewater in the process of their vital activity. Structures of biological purification are aerotanks, biofilters and methanthenes.

As a method of preliminary treatment of wastewater, the dairy plant uses physicochemical methods, namely: reagent flotation, electrocoagulation-flotation, as possible to effectively remove from the water thin-dispersed hanging substances, emulsified fats, colloidal particles, with the assistance of synthetic surfactants present in the water. The disadvantage of these methods is the formation of a large number of sediments that have light-oxidizing organics with metal compounds (coagulant), which must then be neutralized and disposed of.

One of the biggest problems in the treatment of wastewater milk plant is the presence of fats. They have a negative impact on the sewage system, depositing on the walls of pipelines and collectors, thereby reducing their capacity. Also, their presence leads to a violation of the process of biological purification.

When using the flotation method, 90% removal of fat particles from wastewater can be achieved. And when cleaning wastewater by electrocoagulation, the degree of wastewater treatment from freezing substances is 96-98%, and from organic substances by CSC – 80-86%.

Thus, the method of electrocoagulation-flotation is the most efficient and cost-effective method of disposal (treatment) of wastewater of the dairy industry. The prospect of using this method of technology is undoubted, since the technology of preliminary wastewater treatment allows you to effectively clean wastewater from fats, frozen and colloidal particles, to perform destruction of high molecular weight organic substances to simpler substances. It also provides wastewater treatment to the standards of discharge to the city drainage system.

**РЕГУЛЮВАННЯ ДОЩОВОГО СТОКУ НА МІСЬКИХ ТЕРИТОРІЯХ ІЗ  
ЗАСТОСУВАННЯМ ІНФІЛЬТРАЦІЙНИХ БАСЕЙНІВ**

**О. А. Ткачук, Я. В. Ярута**

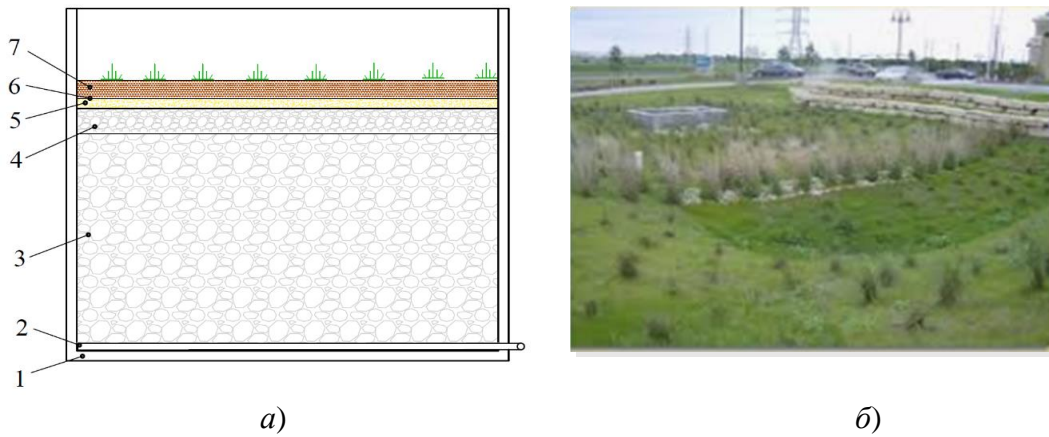
Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, Україна

В останні десятиліття почастишали випадки підтоплення та затоплення міських територій, а також забруднення поверхневими стоками територій та водних об'єктів. Тому регулювання дощових стоків на території будь-якого населеного пункту стає все більш актуальним. Враховуючи інтенсивну забудову міських територій, зношеність та недосконалість систем поверхневого водовідведення, більшість з яких в українських містах – загальносплавні, найбільш доцільним методом регулювання поверхневого стоку є тимчасова затримка дощових вод у місцях їх випадіння інфільтраційними басейнами з поступовим відведенням цих вод через існуючі колектори малих діаметрів або використання затриманих вод для господарських цілей.

Такий метод регулювання поверхневого стоку не тільки запобігає підтопленню та затопленню міських територій у понижених ділянках їхніх територій, зменшуючи пікові навантаження на водовідвідні колектори, але й забезпечує затримання забруднень при фільтруванні дощових вод через верхні рослинні шари інфільтраційних басейнів. Це у свою чергу значно зменшує забруднення як міських територій, так і водних об'єктів, у які поступають ці води.

Інфільтраційний басейн (рис. 1) представляє собою підземний резервуар із водонепроникними стінками, заповнений пористим завантаженням для акумулювання води. У верхній частині басейну знаходиться ґрунтовий шар із рослинним покриттям, який забезпечує попереднє очищення поверхневого стоку. Завдяки саморегенеративним властивостям, при відповідному підборі видів рослин, таке покриття здатне відновлювати свої водопоглинальні властивості у міждощовий період. У нижній частині басейну влаштовують дренажну систему для збору і відведення затриманої води. Вона може поступати у колектори існуючої системи водовідведення, у колодязі для розбору на господарські цілі або у дренажні траншеї при низьких рівнях ґрунтових вод.

Інфільтраційні басейни можуть працювати як у затопленому, так і незатопленому режимах. Проведені дослідження показали, що затоплення поверхні басейнів з типовим рослинним шаром починається при інтенсивності дощового стоку понад 9 мм/хв, що має місце при тривалих сильних дощах та при великих площах водозбору перед інфільтраційними басейнами. У затопленому режимі простір над рослинним покриттям стає додатковою ємкістю для тимчасового акумулювання води.



**Рисунок 1** – Схема (а) та рослинне покриття (б) інфільтраційного басейну  
1 – водонепроникні стінки; 2 – дренаж; 3 – акумулюючий шар завантаження;  
4 – несучий шар; 5 – піщаний шар; 6 – геотекстиль; 7 – ґрунтово-рослинний шар.

Кількість та розміри інфільтраційних басейнів залежать від об'ємів дощових вод, що підлягають затриманню, умов формування стоку на територіях забудови з певним типом покриттів, пористістю акумулювальних шарів завантаження, а також величин дренажних витрат води, які пов'язані із водопоглинальними властивостями покриттів інфільтраційних басейнів та технічними параметрами їхніх дренажних систем. При підключенні інфільтраційних басейнів до колекторів дощового водовідведення важливе значення мають глибини їх закладання, які обмежують висоти акумулювальних шарів басейнів.

Показники поглинання води покриттями (рослинними шарами) інфільтраційних басейнів змінюється у процесі експлуатації, що обумовлено кольматацією верхніх шарів забрудненнями поверхневого стоку. Однак, завдяки природним процесам рослин відбувається регенерація цих шарів з відновленням їхніх водопоглинальних і фільтрувальних властивостей. Дослідженнями роботи покриттів з типовим рослинним шаром на пропуск забрудненого стоку під час дощів тривалістю 25-40 хв встановлено, що їхні коефіцієнти фільтрації зменшуються у 1,5-3 рази, але через 6-7 діб міждощового періоду відбувається практично повне відновлення їх фільтраційної та водопоглинальної здатності.

Експериментально встановлено, що за основними показниками забруднення (завислі речовини, нафтопродукти, БСК<sub>5</sub>) відбувається очищення поверхневого стоку через шари завантаження інфільтраційного басейну, а основне забруднення затримується у верхньому шарі. За кількістю завислих речовин, БСК, окиснюваністю, рН та розчиненим киснем якість дощового стоку при фільтруванні вод через рослинні шари зменшується до нормативних величин. Однак, хімічне забруднення дощового стоку (хімічними добривами, промисловими викидами тощо) потребує додаткового очищення, як і в традиційних методах водовідведення.

**DETERMINATION OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS  
IN SEWAGE SLUDGE-SEAWEED COMPOST**

**G. Dede<sup>1</sup>, C. Dede<sup>1</sup>, O.H. Dede<sup>2</sup>, H. Ozer<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Sakarya University, Sakarya, Turkey

<sup>2</sup>Sakarya University of Applied Sciences, Sakarya, Turkey

Seaweeds have been used for many years to increase plant growth. However, many studies restrict their use for agricultural purposes due to the high heavy metal concentrations contained in these biomasses. For this reason, it is recommended that pure seaweed be composted with other organic wastes and the resulting product should be used to increase agricultural yield.

**In this study**, it was aimed to compost the municipal sewage sludge with certain amounts of seaweed and heavy metal concentrations (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) were determined in the compost samples prepared. As the total volume of the test samples is 2 L, the main component of the sewage sludge is added 10%, 20%, 30%, 40% and 50% seaweed (v/v) as the seaweed fertilizer provider and the microbial in the compost decomposition.

The experiments were performed with 3 replications. According to the results, it was determined that the heavy metal concentrations in the final product were below the limit values in the related regulations and it was concluded that the final product would provide plant growth and yield increase. However, in order to avoid heavy metal problem, it will be more suitable to use compost prepared by adding seaweed for example, as an ornamental plant growing medium or fertilizer provider. All results of the analysis are presented in the following tables and figures.

*Table 1*

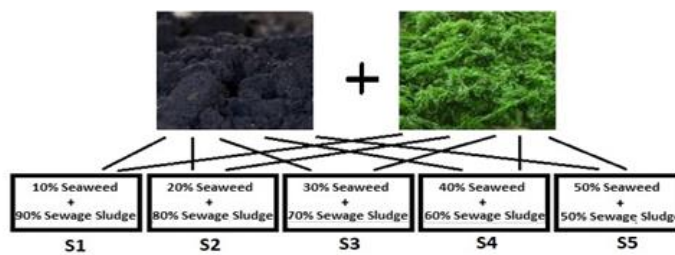
**Chemical and physico-chemical properties of sewage sludge and seaweed used in the experiments**

Parameters	Sewage sludge	Seaweed
Dry matter (%)	20	14,41
pH	7.9	6,5
Electrical conductivity ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	1861	2431
Organic matter (%)	47	34
Kjeldahl nitrogen (%)	3.56	1,64
Phosphorus (%)	2,09	0,18
Potassium (%)	0,06	6,8
Cd ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	0,49	0,95
Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	145	216
Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	82	127
Ni ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	32	87
Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	16	67
Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	439	694

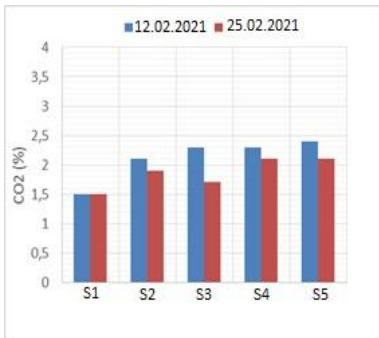
Table 2

**Maximum heavy metal contents to be allowed in stabilized sewage sludge**

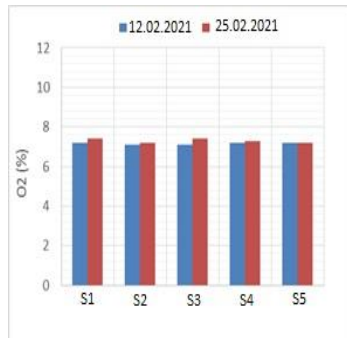
Parameters (mg kg <sup>-1</sup> )	Heavy metal levels in the swage sludge used in the study	Maximum heavy metal contents to be allowed in stabilized sewage sludge that can be used in soil Annex I-B	US EPA Part 503
Zn	439	2500	2800
Cu	82	1000	1500
Cr	145	1000	-
Pb	16	750	300
Ni	32	300	420
Cd	0,49	10	39



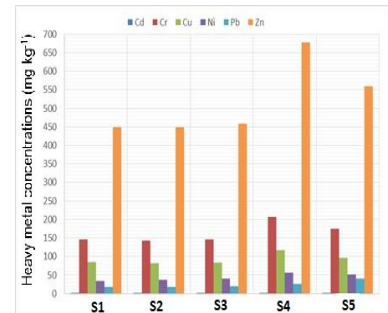
**Figure 1** – Sewage sludge + seaweed combinations in laboratory studies



**Figure 2** – CO<sub>2</sub> amounts measured in reactors



**Figure 3** – O<sub>2</sub> amounts measured in reactors



**Figure 4** – Heavy metal concentrations of the samples

Table 3

**Concentrations of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) detected in the samples (mg kg<sup>-1</sup>)**

Parameter	S1	S2	S3	S4	S5
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0,52	0,60	0,56	0,86	0,66
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	146,70	142,40	145,50	206,90	175,40
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	84,78	82,14	84,43	117,60	96,22
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	34,38	37,86	40,73	56,69	51,91
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	17,64	17,90	19,37	25,85	39,98
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	449,10	448,70	458,40	678,30	558,80

## **ТЕХНОЛОГІЯ ПОВТОРНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ВОДИ У ЖИТЛОВИХ БУДИНКАХ**

**О. Сироватський, А. Тітов, О. Гайдучок, С. Вертипорох**

Харківський національний університет будівництва та архітектури, Харків, Україна

Сьогодні в Україні постає проблема забору води з поверхневих джерел для господарсько-питного водопостачання. Пов'язане це з неналежним, а іноді грубим порушенням норм щодо використання водних ресурсів як на підприємствах (деякі підприємства скидають недостатньо очищені або зовсім неочищені стічні води у водойми), так і приватному секторі. Тому більшість поверхневих вод України вважаються достатньо забрудненими і собівартість очищення такої води до питної якості кожного року суттєво зростає. Для того щоб кожен мешканець окремо міг більш дбайливіше використовувати воду, в сучасній літературі описана значна кількість варіантів зниження витрат господарсько-питної води.

На нашу думку, однією з перспективних ідей раціонального використання води в житлових будинках – є повторне використання умовно чистих стічних вод після їх очищення. Літературний аналіз закордонних джерел показав, що сьогодні побутові стічні води поділяють на дві групи: «чорні води» («black water») – це стічні води в яких містяться переважно органічні забруднення і вони не можуть бути використанні повторно та «сірі води» («grey water» або умовно чисті води) – це стічні води, які відводяться від пральних машин, раковин у ванній кімнаті, душу, ванн та посудомийних машин і можуть містити мило, миючі речовини та невелику кількість біопрепаратів.

Дослідження Water Resources Research Center показали, що на «сіру воду» припадає до 65% споживання всієї води в будинку.

Технологія повторного використання «сірої води» полягає в наступному: стічна вода, яка відводиться від санітарних приладів (у тому числі від пральних та посудомийних машин, окрім унітазу), збирається в резервуар. Резервуар розраховується на 24-годинне збирання води. Після цього стічна води потрапляє на локальні очисні споруди. В якості очисних споруд використовують відстійники або фільтри грубої очистки. Отриману очищену воду насосами подають або безпосередньо в змивні бачки унітазів, або в резервуар і потім використовують для поливу зелених насаджень.

Таким чином, повторне використання «сірої води» в житлових будинках достатньо суттєво зменшить загальне водоспоживання, що більш позитивно вплине на навколишнє середовище і дозволить зменшити витрати на сплату комунальних послуг.



## **BADANIA CHARAKTERYSTYKI ŚRODOWISKOWYCH SUBSTANCJI GAŚNICZYCH I ANTYPYRENÓW JAKO WAŻNY ELEMENT ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ WODY**

**W. W. Strzelec, V. O. Gruzdova, W. M. Loboychenko**

Narodowy Uniwersytet Obrony Cywilnej Ukrainy, Charków, Ukraina

Zapewnienie ludności ekologicznie bezpiecznych warunków życia i zachowanie środowiska naturalnego to strategiczne kwestie każdego nowoczesnego państwa, w tym Ukrainy. Poszukiwanie i wdrażanie działań mających na celu ograniczenie negatywnego wpływu zanieczyszczenia środowiska jest jednym z obszarów polityki państwa naszego kraju.

Uwalnianie znaczących chemikaliów do środowiska jest spowodowane przemysłową, rolniczą działalnością człowieka, wpływem sektora mieszkaniowego i usług komunalnych. Negatywny wpływ mają również sytuacje awaryjne, takie jak pożary. Negatywny wpływ na środowisko wywiera zarówno bezpośrednie oddziaływanie ognia, jak i przedostawanie się do biosfery produktów spalania i środków gaśniczych. Dotyczy to związków takich jak piana gaśnicza, proszki gaśnicze i tym podobne. W związku z tym lista obcych składników dostających się do środowiska zwiększa się podczas gaszenia pożarów, a zanieczyszczenie środowiska, zwłaszcza wody i gleby, wzrasta.

Ważnym czynnikiem zmniejszającym zanieczyszczenie wody jest zapobieganie ich wnikaniu. Zawierają one niebezpieczne substancje. Rozważając pożary, stosowanie środków zmniejszających palność jest czynnikiem, który zmniejsza możliwość ich wystąpienia, a w konsekwencji uwolnienia dodatkowych zanieczyszczeń do zbiorników wodnych. Mianowicie, tłumienie spalania przedmiotów specjalną powłoką zmniejsza ilość zanieczyszczeń, które mogą dostać się do zbiorników wodnych podczas pożaru. W rezultacie świadome stosowanie gaśnic i uniepalniaczy, uwzględniające ich zrozumienie ich natury i zachowania w płomieniach, jest ważnym elementem zarządzania jakością poszczególnych zbiorników wodnych i środowiska jako całości. Celem pracy jest zbadanie ekologicznych właściwości uniepalniaczy i środków gaśniczych (pianek do gaszenia) jako czynników wpływających na stan wód powierzchniowych i gruntowych. Środki zmniejszające palność obejmują tylko środki impregnujące, ale nie powłoki ognioodporne – lakiery, farby, glinki, kompozycje pęczniące. Środki zmniejszające palność są również stosowane do obróbki drewna jako materiału budowlanego. Środki zmniejszające palność w niektórych przypadkach pełnią również funkcję środków antyseptycznych. Środki gaśnicze, jakimi są piany, znajdują szerokie zastosowanie w gaszeniach różnego rodzaju związków organicznych (olej, drewno itp.). Środki zmniejszające palność hamują spalanie lub tłumią ten proces poprzez chemiczne, fizyczne działanie w fazie gazowej i skondensowanej. Tradycyjne środki zmniejszające palność, takie jak związki halogenoorganiczne, związki fosforoorganiczne lub dodatki zawierające metale ciężkie mają szereg negatywnych właściwości: temperatura deformacji po podgrzaniu itp. Za bardziej przyjazne dla środowiska środki zmniejszające palność można uznać nanokompozyty polimerowe na bazie nanorurek węglowych, niskotopliwe organiczne formacje koksu i środki zmniejszające palność

oparte na naturalnych surowcach. Podobne podejście stosuje się w badaniach pian do gaszenia pożarów: groźniejsze są środki spieniające zawierające fluorki, groźniejsze zaś piany na bazie naturalnej, niekorzystny wpływ na organizmy żywe i ekosystemy naturalne, choć wymagają one dalszych badań. W przypadku roślinności pozytywnym czynnikiem jest obecność w glebach związków zawierających fosfor i amon, które są częścią środków zmniejszających palność. Jednocześnie zwraca się uwagę, że nawet «przyjazne dla środowiska» uniepalniacze mają negatywny wpływ na środowisko ze względu na działanie ich produktów rozpadu, co wymusza bardziej uważne dobieranie samych uniepalniaczy.

W artykule zaproponowano badanie właściwości ekologicznych środków zmniejszających palność i pianek do gaszenia pożarów za pomocą metod zintegrowanych: zastosowanie badań eksperymentalnych (analiza chromatograficzna, konduktometryczna, spektrometria masowa itp.) zachowania ich poszczególnych składników w wodzie organy z udziałem podejść obliczeniowych (metody statystyczne, metody QSAR itp.). Naszym zdaniem takie podejście pozwoli na świadomy ekologicznie wybór uniepalniaczy lub środków gaśniczych, co jest ważnym elementem gospodarowania zasobami wodnymi i elementem poprawy bezpieczeństwa ekologicznego terenu.

Środki gaśnicze, w szczególności piany gaśnicze, można również uznać za mieszaninę chemikaliów, które mogą mieć negatywny wpływ na środowisko i ludzi. Tak więc organiczny składnik środków spieniających często składa się z łańcuchów węglowodorowych C<sub>4</sub>-C<sub>14</sub>, w środkach spieniających zawierających fluor atomy wodoru są całkowicie lub częściowo zastąpione atomami fluoru. Te związki węglowodorowe mogą również zawierać siarkę, azot, tlen. Mogą to być estry, betainy, amidy, alkohole wielowodorotlenowe i tym podobne. Należy zauważyć, że środki spieniające mogą również zawierać składniki nieorganiczne, w szczególności sole różnych metali. Związki te, uwalniane do środowiska, jak również produkty ich rozkładu lub przemian termicznych w procesie gaszenia pożarów, wywierają negatywny wpływ na organizmy żywe i składniki biosfery. Najbardziej zbadano działanie PFOA i PFOS, a ten ostatni jest klasyfikowany jako trwałe zanieczyszczenia organiczne, których należy unikać podczas stosowania. Działanie innych związków wymaga starannych krótko- i długoterminowych badań. Biorąc pod uwagę, że liczba tych substancji może wahać się od 200 do 400 z różnych źródeł, oczywiste jest, że należy je zbadać jak najszybciej. Komplikacją jest to, że producenci środków zmniejszających palność i pianek przeciwpożarowych często podają jedynie nazwę handlową produktu lub uogólnioną listę zawartych w nim związków chemicznych, a same metody badań nie są jednolite we wszystkich krajach.

W pracy zaproponowano badanie właściwości ekologicznych środków zmniejszających palność i pianek do gaszenia pożarów za pomocą podejść zintegrowanych: wykorzystanie badań eksperymentalnych (chromatograficznych, konduktometrycznych, analizy spektrometrii masowej itp.) zachowania ich poszczególnych składników w zbiornikach wodnych przy użyciu podejść obliczeniowych ( metody statystyczne, metody QSAR itp.). Naszym zdaniem takie podejście pozwoli na świadomy ekologicznie wybór uniepalniaczy lub środków gaśniczych, co jest ważnym elementem gospodarowania zasobami wodnymi i elementem poprawy bezpieczeństwa ekologicznego terenu.

**ІННОВАЦІЙНА ТЕХНОЛОГІЯ ЯК ЗАСІБ УПРАВЛІННЯ  
РИЗИКАМИ У ВОДОПОСТАЧАННІ**

**Г. І. Баранова, Т. В. Магльована, Т. В. Стрікаленко, Т. Ю. Нижник**

НТТУ «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського», Київ, Україна

Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗУ, Черкаси, Україна

Перелік заходів, спрямованих на покращення якості води, яку ми споживаємо як питну, обмежено, найчастіше, пропозиціями збільшення кількості контрольованих показників якості такої води або бар'єрів (технологій, реагентів) на шляху води із джерела до споживача. За цих умов досить часто ігноруються екологічні ризики інновацій, потенційно негативний вплив «нових» методів чи засобів оброблення води на вирішення задач енергозбереження та економії води, на технічний стан обладнання, безпечність його експлуатації, на збереження здоров'я біоти тощо. Актуальність задач управління ризиками при використанні інноваційних технологій обумовлена і тим, що кількість надзвичайних ситуацій техногенного характеру більш ніж у 3 рази перевищує число надзвичайних ситуацій природного, соціального і воєнного характеру. Тому розв'язання завдань підвищення рівня хімічної/мікробіологічної та екологічної безпечності реагентів, що їх використовують для оброблення води, яка необхідна для забезпечення нормальної життєдіяльності людини, є першочерговим.

Метою роботи був аналітичний огляд джерел інформації та результатів власних досліджень для обґрунтування робочої гіпотези щодо можливості використання гуанідинових полімерів (зокрема – полігексаметиленгуанідину гідрохлориду /ПГМГ-гх/) як ефективного засобу управління ризиками у водопостачанні та використанні води у народному господарстві.

Результати проведеної роботи полягають у наступному:

(1) Проведено маркетинговий аналіз виробництва і використання ПГМГ-гх (полімерний похідний гуанідину), який свідчить про зацікавленість ним у багатьох країнах світу. Результатами наукових досліджень обґрунтовано використання реагентів на основі ПГМГ у харчовій промисловості, медицині, косметології (Канада, 2011), у хімічній, будівельній та медичній галузях, для водозабезпечення промислових підприємств і населення (Україна, 1998; Росія, 2012), для дезінфекції і деконтамінації об'єктів ветеринарно-санітарного нагляду, вогнищ інфекцій бактеріальної, грибової та вірусної етіології, для профілактичної або вимушеної дезінфекції підприємств агропереробки, тваринницьких ферм, пташників тощо (Україна, 2021).

(2) З 1998 р. в Україні розроблено та випускається реагент «Аквадон» (діюча речовина - ПГМГ-гх з низьким вмістом залишкових мономерів), що пройшов санітарно-гігієнічну і токсикологічну експертизу та призначений, зокрема, для використання в медицині, харчовій

промисловості, технологіях оброблення води та водоочисного обладнання, для безпечного водоспоживання в екстремальних ситуаціях, для оброблення осадів, що утворюються в процесах очистки природних і стічних вод тощо (наукові дослідження, виконані за участі авторів цієї роботи, у 1997-2020pp). Реагент, що є катіонним флокулянт, має виражені дезінфікуючі властивості (широкий спектр бактерицидної, віруліцидної і фунгіцидної активності) і виражену антимуутагенну дію відносно індукторів мутагенезу, присутніх у природних і стічних водах, екологічно безпечний і малотоксичний для теплокровних (4 клас безпеки при потраплянні на поверхню тіла і 3 клас безпеки при потраплянні всередину (згідно ГОСТ 12.1.007)). Перевагами використання ПГМГ-гх для оброблення води і санітації поверхонь на харчових підприємствах є також відсутність корозійної активності у реагенту, тобто мінімізація пошкодження обладнання та оброблюваних поверхонь

(3) Як свідчать результати проведених нами досліджень на підприємствах водопідготовки України та Республіки Гана (Західна Африка) використання реагенту “Акватон” не потребує суттєвої модернізації існуючого обладнання – технологічна схема водопідготовки має додатково включати лише 2 насоси-дозатори та 2 ємкості (ємністю до 1 м<sup>3</sup>) для приготування та подачі робочих розчинів реагенту. При цьому досягаються підвищення якості очищеної води через суттєве зменшення вмісту у воді низки важких металів, скорочення у 2-4 рази використання традиційних алюмінійвмісних коагулянтів тощо

(4) Макромолекулярна природа ПГМГ-гх та наявність у його складі позитивно заряджених біоцидних гуанідинових груп обумовлюють здатність полімеру утворювати на металевих поверхнях міцні біоцидні плівки, які не видаляються потоком води і захищають поверхню металу від біокорозії та біообростання. У твердій воді, а також при  $\text{pH} \leq 7$  ПГМГ-гх може бути інгібітором електрохімічної корозії сталі. Заміна у технології підготовки води реагентів-окиснювачів на незаражуючий реагент комплексної неокислювальної дії (ПГМГ-гх) сприяє очищенню старих трубопроводів від накопичень компонентів біоценозу обростання та солей заліза.

(5) Результати останніх наших досліджень свідчать про здатність реагентів на основі ПГМГ-гх зменшувати гідродинамічний опір тертя у мережах водопостачання, пожежогасіння тощо, що створює умови для зменшення енерговитрат та економії води тощо.

Таким чином, на основі результатів експериментальних досліджень, виконаних у різних установах та підприємствах нашої країни і за кордоном, показано ефективність, надійність і перспективність інноваційної технології оброблення води з використанням реагенту на основі ПГМГ-гх, а також можливість його застосування як ефективного засобу управління ризиками у водопостачанні та використанні води у народному господарстві.

**ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ДЛЯ ПРИГОТУВАННЯ НЕКТАРУ У ЗАКЛАДАХ  
ГРОМАДСЬКОГО І САНАТОРНО-КУРОРТНОГО ХАРЧУВАННЯ**

**Т. В. Стрікаленко, Я. В. Савицька**

Одеський національний технологічний університет, м. Одеса, Україна

Виробництво напоїв на соковій основі у закладах громадського харчування відрізняється необхідністю виготовлення високоякісного та безпечного продукту з обмеженим строком зберігання при максимальному збереженні корисних речовин сировини. При виробництві нектарів важливу роль для якості готового продукту має вода і способи її підготовки, адже вона складає близько 75 % продукту і впливає на органолептичні/смакові, фізико-хімічні та мікробіологічні показники його якості. Мережа спеціальних санаторіїв, важливим лікувальним засобом у яких є саме сокова дієта (щоденне споживання лише 4-х соків та великої кількості столової мінеральної води протягом 1 тижня), поширюється у світі (Португалія, Іспанія, Туреччина). Мета роботи – апробація використання інноваційного методу оброблення води у закладах громадського і санаторно-курортного харчування для виготовлення айвового нектару, що може дозволити відмову від теплової обробки кінцевого продукту. Адже проблема знешкодження мікроорганізмів, що викликають швидку порчу продукції та інфекційні захворювання у людей, залишається актуальною.

Порівняльні дослідження впливу знезаражуючих воду реагентів – хлору та реагенту «Акватон-10» (діюча речовина – ПГМГ-гх; далі - реагент) - на фізико-хімічні та мікробіологічні показники якості зразків нектару з айви засвідчили наступне (контроль – вода з системи централізованого питного водопостачання міста). Не виявлено суттєвих відмінностей вмісту сухих речовин і титрованої кислотності в усіх досліджених зразках продукту. Показники епідемічної безпечності продукції, виготовленої з використанням додатково знезараженої води, відповідали вимогам до нектарів, тоді як у контролі ЗЧМ перевищувало 400 КУО/см<sup>3</sup>. Найбільшу біологічну активність виявив нектар з айви, приготований з використанням води, обробленої реагентом, - 203 у. о. (при 96 у. о. у контрольних зразках і 79.9 у. о. при використанні води, додатково знезараженої хлором). Вміст вітаміну С у нектарах, виготовлених з використанням досліджуваних вод, також мав суттєві відмінності і становив, відповідно, 3.2384 мг/100 г нектару, 2.464 мг/100г і 1.5048 мг/100 г продукту.

Висновок. Проведені дослідження свідчать про перспективність інноваційної технології оброблення води для одержання айвового нектару без застосування теплової обробки кінцевого продукту. Наступними етапами роботи плануються дослідження впливу реагенту на показники якості нектарів з інших плодів і розробка алгоритму впровадження цієї технології для закладів громадського і санаторно курортного лікування.

**ВИКОРИСТАННЯ СУБСТРАТУ НА ОСНОВІ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ДЛЯ  
ПРОВЕДЕННЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ – ШЛЯХ ДО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ  
СТАЛОГО РОЗВИТКУ**

**О. М. Шквірко, І. С. Тимчук, М. С. Мальований, У. З. Сторощук**

Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

За останні десятиліття питання екологічного стану довкілля, постійного техногенного впливу та посилення вимог щодо охорони навколишнього середовища стають актуальними у всіх сферах економіки. Значною мірою це питання стосується проблеми накопичення органічних відходів (відходи видобутку вугілля, осади стічних вод (ОСВ), органічний компонент твердих побутових відходів, відходи від виробництва біогазу (відпрацьована біомаса) тощо) та прогнозування їх впливу на навколишнє середовище.

Проблема накопичення органічних відходів, а саме осадів стічних вод – це процеси, які спричиняють виділення парникових газів, забруднення ґрунтів та підземних вод важкими металами та іншими небезпечними речовинами, виникнення пожеж. Тому важливим аспектом у сфері збереження та відновлення стану навколишнього середовища є можливість повторного використання осадів стічних вод.

Перспективним в цьому напрямку може стати можливість їх використання як компоненту субстрату для проведення біологічної рекультивації техногенно порушених земель (кар'єрів, сміттєзвалищ тощо).

Наразі проблема накопичення осадів стічних вод є актуальною для кожного великого населеного пункту України, зокрема і для міста Львова.

**Метою роботи** є визначення впливу субстрату на основі осадів стічних вод на розвиток досліджуваних рослин ячменю звичайного та райграсу.

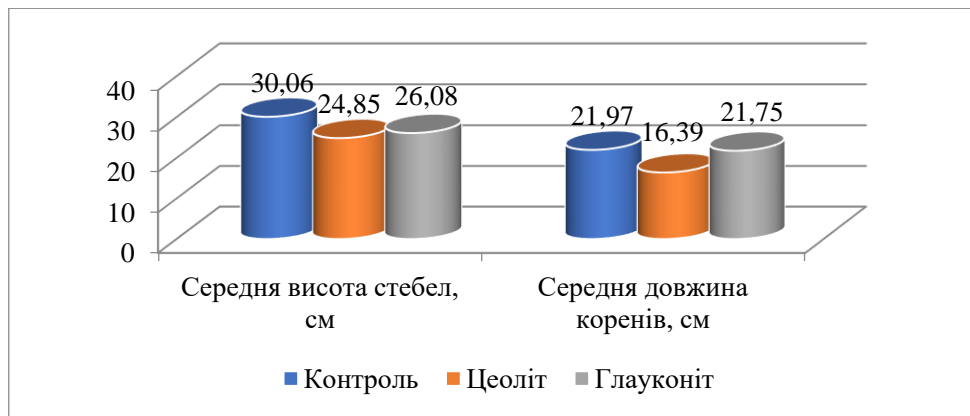
Для проведення дослідів було використано два види субстрату:

- у першому використовували темно-сірий опідзолений ґрунт, свіжі осади стічних вод та цеоліт у співвідношенні (%): 50:40:10;
- у другому – темно-сірий опідзолений ґрунт, свіжі осади стічних вод та глауконіт у співвідношенні (%): 50:40:10, які порівнювалися із контрольним зразком (ґрунтом).

В ємності об'ємом 500 мл на створений субстрат висаджували по 10 насінин ячменю звичайного (схожість 95-97%) та по 30 насінин райграсу (схожість 90-93%). Для забезпечення достовірності даних, дослідів проводили в трьохкратній повторності.

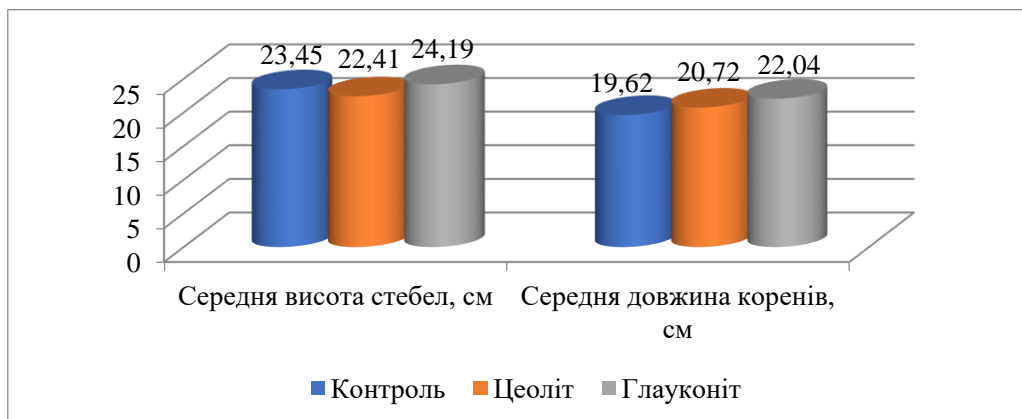
По завершенню досліджень було виміряно висоту наземної частини рослин та довжину коренів (рис. 1, 2).

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL



**Рисунок 1** - Зміна висоти стебла та довжини коренів ячменю звичайного залежно від виду субстрату

На рис. 1 видно, що середній показник наземної частини ячменю звичайного у субстраті з вмістом цеоліту та у субстраті з вмістом глауконіту є меншим від контрольного зразка на 17,3 та 13,2% відповідно. Що стосується довжини коренів, то тут спостерігаються більш помітні зміни. Так, у зразку з цеолітом середній показник довжини є меншим на 25,3% від контрольного зразка, а у субстраті з глауконітом цей показник практично не відрізняється від контрольного і є меншим лише на 1%.



**Рисунок 2** - Зміна висоти стебла та довжини коренів райграсу залежно від виду субстрату

З рис. 2 можна побачити, що середня висота стебел райграсу у субстраті з вмістом глауконіту є більшою від контрольного зразка на 3,2%. У субстраті з цеолітом середня висота стебел є меншою від контрольного зразка на 4,4%.

Середня довжина коренів райграсу, як видно з рисунка, у субстратах з природними сорбентами є більшою на 5,6% (з вмістом цеоліту) та 12,3% (з вмістом глауконіту) від контрольного зразка.

Отже, за результатами проведених досліджень можна зробити висновок, що використання субстрату на основі осадів стічних вод має позитивний ефект на розвиток рослин і може бути використаний для проведення біологічної рекультивациі.

## **БІОКОНВЕЄР І АНАЕРОБНЕ БІОФІЛЬТРУВАННЯ**

**В. Л. Поляков**

Інститут гідромеханіки НАН України, Київ, Україна

Успішно обробляти стічні води з високим вмістом органічних сполук вдається завдяки поетапному застосуванню біологічних методів очищення. При цьому поступове значне зниження концентрації розчиненої органіки забезпечується в очисних спорудах складної конструкції. Яскравим прикладом подібних складних споруд є біоконвеєр. Його оригінальна конструкція і адаптована до нього технологія були запропоновані і потім використовувались на практиці проф. П.І.Гвоздяком. Конструктивно біоконвеєрна споруда складається з кількох послідовно з'єднаних робочих камер (секцій). Діяльна біологічна фаза тут формується і міцно закріплюється на твердій фазі, яка утворена із багатьох синтетичних профільованих волокон (вій). При цьому їх велика густина дає право розглядати секцію з віями як пористе середовище, а технологічний процес ототожнювати з біофільтруванням. Фактично робота біоконвеєра полягає в поступовому видаленні органічного забруднення спочатку в анаеробних, а потім і аеробних умовах. В перших секціях мають місце сприятливі для розвитку анаеробних мікроорганізмів умови, завдяки яким вдається знімати пікові навантаження на всю споруду при суттєвій економії енергії і виділенні біогазу. Тим самим створюються передумови для успішної роботи наступних аеробних секцій.

Надійно контролювати роботу окремих секцій і в цілому біоконвеєра і тим самим домагатися від нього максимальної віддачі при наявному малому досвіді його експлуатації і різноманітті технологічних умов можливо тільки залучаючи методи його розрахунку на основі адекватних математичних моделей біофільтрування. Такий метод розроблений автором стосовно до аеробних умов в зернистому шарі на основі дворівневої стаціонарної моделі (блоки біоплівки і об'єму шару завантаження). При цьому акуратно враховувались лімітування і інгібування швидкості біодеградації органічного субстрату внаслідок його малого вмісту, принципові відмінності в розподілі біомаси в шарі фільтруючого матеріалу. Однак, для розрахунків біофільтрування в межах аеробних секцій, а головне концентрації субстрату на виході із споруди необхідно попередньо задаватися його концентрацією на вході в першу аеробну секцію. Знайти її реально тільки теоретичним шляхом, виконавши аналогічні розрахунки для попередніх анаеробних секцій. Розраховувати анаеробний розклад розчиненої органіки набагато важче, ніж аеробного. Тим не менш, відповідний метод в даний час вже існує і апробований на тестових прикладах.

Анаеробний розклад органічних речовин може розглядатися як двохстадійний процес. На першій стадії внаслідок життєдіяльності кислотопродукуючих мікроорганізмів



утворюються летючі кислоти і вуглекислий газ. На другій стадії вказані кислоти тепер завдяки метанопродукуючим мікроорганізмам трансформуються в метан і також у вуглекислий газ. Відповідна математична модель, як і для аеробного біоокислення, включає взаємопов'язані внутрішню (біоплівка у формі циліндричного шару) і зовнішню (об'єм секції) задачі. Базове рівняння балансу розчиненої органіки в середині біоплівки сумісно описує (поверхневу і молекулярну) дифузію субстрату і кислот, які виділяються при його деградації, а також їх споживання відповідними групами мікроорганізмів. При розв'язку першої задачі приймалось, що вихідна концентрація велика, що відповідає стічним водам, і тому фактично не лімітує первинний розклад субстрату. Однак, в подальшому розклад проміжних продуктів вже суттєво обмежується через їх недостатній вміст. Отримано наближений розв'язок внутрішньої задачі, його співставлено з частинним точним і спираючись на нього виведено вираз для узагальнених функцій утилізації обох субстратів. Ці функції застосовуються в рівняннях конвективного переносу вказаних субстратів в межах однієї секції (дифузійний механізм грає другорядну роль). На вході в репрезентативну секцію приймаються конкретні значення концентрацій вихідного і новоутвореного субстратів. Насправді такі значення або відомі заздалегідь (перша секція), або розраховуються (наступні секції) як відповідна концентрація на виході з попередньої. Оскільки вміст біомаси стабільний (її приріст врівноважується втратою внаслідок відриву, дихання, виїдання), то для визначення невідомої функції-розподілу товщини біоплівки до вказаного рівняння приєднується балансове рівняння для біомаси.

Подальший аналіз просторових змін обох концентрацій в напрямку руху забрудненої води виконувався стосовно різних можливих ситуацій у відношенні насичення біомасою порового простору. Перша ситуація складається завдяки значній кількості розчиненої органіки з характерними для неї граничними концентрацією біомаси і товщиною біоплівки. Друга ситуація має місце при меншій кількості початкового забруднення. Таким чином біля входу в секцію утворюється зона граничного насичення, а далі за течією зона часткового насичення. Тут доводиться додатково визначати положення границі між вказаними зонами. Як виключення концентрація біомаси в усій секції може бути менше ніж гранична. Перераховані ситуації окремо аналізувались аналітичними методами. Виведені таким чином розрахункові залежності і рівняння у сукупності утворюють розрахунковий метод, який разом з вищезгаданим методом розрахунку аеробного біофільтрування дає можливість послідовно прогнозувати розподіл концентрацій обох субстратів у кожній секції, а зрештою і на виході з біоконвеєрної споруди.

## **ПРОБЛЕМА ОЧИСТКИ ВОДИ У МІСТІ КИЇВ ТА АГЛОМЕРАЦІЇ**

**В. Р. Глушук, Л. О. Мітюк**

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Продуктивність є вирішальним фактором у виборі правильної каналізаційної системи. Вирішення проблем зі стічними водами та зливовими водами — це трансформаційний акт, покликаний покращити умови життя людей та сприяти стійкості міст. В контексті накопиченої сталості, прозорості, охорони навколишнього середовища та відповідних правил каналізаційні та водовідвідні мережі слід розглядати як невід’ємну частину повного циклу води.

Сьогодні централізована каналізація відсутня у більшості населених пунктів Київщини. Вигрібні ями столичних багатоповерхівок вже стали серйозною екологічною загрозою для довкілля. Часто організації, які їх обслуговують, зливають стічні води у прилеглі насадження та поля, порушуючи екологічне законодавство України та створюючи значні ризики для здоров’я та життя людей. І все це на додаток до невідводних територій приватного сектору, де вимоги щодо організації та обслуговування вигрібних ям систематично ігноруються через відсутність герметизації. У населених пунктах столичної агломерації вже відчувається значний дефіцит якісної питної води внаслідок масового будівництва та, відповідно, збільшення населення. Місцеві водозабори більше не можуть забезпечити реальні обсяги споживання води містами-супутниками та прилеглими новобудовами. Бортницька станція аерації ПАТ "АК Київводоканал" – єдині очисні споруди стічних вод м. Києва та прилеглих міст і селищ Київської області (Вишгород, Ірпінь, Вишневе, Бортничі, Гнідин, Щасливе, Чабани, Коцюбинське, Пухівка, Новосілки, Софіївська та Петропавлівська Борщагівка, Гатне). На станції проходять очистку всі побутові стічні води, а також стоки промислових підприємств. Бортницька станція аерації — складний комплекс інженерних споруд, обладнання та комунікацій, призначений для повної біологічної очистки стічних вод.

На БСА використовує класичну схему очищення стічних вод, яка передбачає механічну (механічні решітки, піскоуловлювачі, первинні відстійники) та біологічну очистку (аеротенки та вторинні відстійники). Ця технологія використовується на всіх установках очисних споруд. Стічні води на початку надходять у приймальний канал грабельного відсіку насосної станції, далі на решітку, яка містить механічні граблі. Бруд

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

і сміття, яке вловлюється на решітках, збирається транспортером у спеціальний бункер для зберігання. Стічні води перекачуються до граблів відсіків для грабель, а потім до піскоуловлювачів. Починаючи з решіток, стічні води переміщуються через усі споруди під дією сили тяжіння.

Очистка стічних вод виконується у наступній послідовності:

- На решітках великогабаритне та плаваюче сміття видаляється;
- у пісколовках видаляються важкі мінеральні забруднення (головним чином – піску);
- Грубо-дісперсні мінеральні завислі речовини, нерозчинені органічні домішки, плаваючі речовини, жири затримуються у первинних відстійниках;
- освітлена вода, яка містить дрібно-дісперсну суспензію, розчинну та колоїдну органіку, поступає до аеротенків, де проходить біологічне окислення органічних речовин активним мулом при інтенсивному насиченні рідини повітрям;
- мулова суміш після аеротенків надходить на вторинні відстійники, де проходить механічне відстоювання активного мулу, який мулососами безперервно видаляється з відстійників, а потім насосами, що розташовані у насосних станціях аеротенків, повертається знову до аеротенків;
- біологічно-очищена вода з вторинних відстійників надходить до відповідного каналу, а з нього – до магістрального каналу.

Головною проблемою БСА є те, що схема очистки стоків, що використовується, була розроблена та запроектована ще у 50-60-х 20 століття, і значною мірою не оновлювалася. Також відбулися різкі зміни в якісному складі стічних вод, що надходять на очистку та, відповідно, в якості осаду, який утворюється в процесі очистки. Норми очистки і проектна організація БСА 60-х років, не були розраховані на очистку стічних вод за окремими сполуками. Споруди біологічної очистки були розраховані на досягнення лише трьох показників в очищеній воді. На сьогодні ж якість очищених стоків контролюється за 16-ма показниками.

## **ШЛЯХИ УТИЛІЗАЦІЇ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД**

**У. З. Сторощук, М. С. Мальований, В. М. Жук, І. С. Тимчук, О. М. Шквірко**

Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

Осад стічних вод (ОСВ) - це небажані залишкові тверді відходи, які утворюються при очищенні стічних вод та накопичуються на мулових майданчиках, негативно впливаючи на навколишнє середовище та життя людей.

Переробка та утилізація ОСВ з метою недопущення їх негативного впливу на довкілля є однією з важливих екологічних проблем. Покращення в сфері управління ОСВ є основною метою для розробки інтегрованої стратегії, яка вирішуватиме не тільки природоохоронні завдання, але й економічні за рахунок отримання вторинних сировинних ресурсів.

Основними способами утилізації ОСВ є захоронення, спалювання, газифікація, піроліз, аеробне та анаеробне перетравлення, а також його використовують для рекультивації закритих звалищ та для виробництва будівельних матеріалів.

Спалювання - це екзотермічне окислення твердих відходів, при якому виділяється тепло, димові гази, такі як  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  і  $\text{SO}_2$ , летючі речовини та зола. Основна мета - зменшити обсяг відходів. Зола є цінним продуктом для виробництва будівельних матеріалів. Проте метод спалювання має ряд недоліків: спалювати самостійно можна осад, в яких співвідношення вологи та органічної речовини не перевищує 3,5 - 4 до 1, в інших випадках необхідна додаткова витрата палива; крім того, ОСВ можуть містити солі важких металів. Під час спалювання вони потрапляють у продукти згоряння і, у разі відсутності очищення відхідних газів, викидаються у атмосферу.

Газифікація - це термохімічний процес, що включає сушку, піроліз, окислення, відновлення при високій температурі та перетворення макромолекулярної органічної речовини в ОСВ до синтезу газу. В порівнянні зі спалюванням газифікація ОСВ має ряд переваг: висока ефективність використання енергії, низький рівень викидів шкідливих газів, таких як  $\text{SO}_2$  та  $\text{NO}$ , стабілізація важких металів у золі та низьке вилуговування.

Піроліз ОСВ – це термічне перетворення (350–900 °C) органічних речовин, що здійснюється за відсутності кисню і виробляє горючий газ, біооливу, та біовугілля. У порівнянні зі спалюванням, піроліз проводиться при більш низькій температурі і більше 80 % важких металів розподіляються в біовугіллі. Тому низький вміст важких металів у піролітичному газі зменшує обробку, пов'язану з важкими металами, якої необхідно дотримуватися для стандарту при викидах газу.

З іншого боку, хімічний склад ОСВ відзначається високим вмістом органічних речовин (порядку 70% від маси сухої речовини осаду), значними концентраціями поживних макро- і

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

мікроелементів (зокрема, азоту – 0,8–6,0%; фосфор – 0,6–1,2%; калій – 0,1–0,6%), що дає підстави розглядати цей матеріал як складник органо-мінеральних добрив різного складу та призначення.

У країнах Європейського союзу значну перевагу надають аеробному та анаеробному перетворенню ОСВ. Доведено, що під час аеробного перетворення в ОСВ у великій кількості утворюються гумінові кислоти, а під час анаеробного – основними компонентами осадів стічних вод є білки та ароматичні амінокислоти, що свідчить про можливість використання ОСВ як органо-мінеральних добрив у сільському господарстві.

Аеробне травлення (компостування) характеризується мікробіологічною активністю, яка відбувається завдяки активності мікроорганізмів різних груп: бактерій, актиноміцетів, грибів, дріжджів та ін. Мікробна активність важлива для ефективного управління процесом. Процес компостування, під час якого відбувається розкладання та стабілізація органічних речовин, можна розділити на декілька фаз: мезофільну, термофільну, затухання та дозрівання.

Мезофільна фаза характеризується активністю та зростанням мезофільних організмів, які призводять до швидкого зростання температури. Термофільні умови забезпечують можливість повної гігієнізації компосту шляхом знищення яєць гельмінтів та патогенних організмів, присутніх у ОСВ.

Досить дієвою є технологія анаеробного перетворення осаду стічних вод. Однак, на відміну від аеробного компостування, процес розкладу органічної речовини мікроорганізми відбувається без доступу кисню із отриманням кінцевого продукту – біогазу. Анаеробне травлення завершується після чотирьох послідовних фаз: гідроліз, ацидогенез, ацетогенез та метаногенез.

Біогаз (метан) - газоподібне біопаливо, яке містить 50 -70 %  $\text{CH}_4$  , 30 % - 45 %  $\text{CO}_2$  і невелику кількість сірководню, води та азоту, що робить його придатним для використання в якості джерела енергії для двигунів згорання, турбін або котлів як самостійно, так і змішаних з іншими видами палива. У простому застосуванні біогаз може живити газові плити. Ця технологія вважається однією з найефективніших способів знезараження та переробки органічних відходів різного походження.

В Україні з кожним роком зростає накопичення осаду стічних вод на мулових картах. Це вимагає розширення площ для їх зберігання. Використання осадів стічних вод вважається вигідним не тільки з екологічної точки зору, але й з економічної, адже доведено, що осад стічних вод є цінним матеріальним та енергетичним ресурсом, який можна використовувати як вторинну сировину.

## СУЧАСНИЙ СТАН РІЧКИ ТИСА ТА ОСОБЛИВОСТІ РУСЛОВОГО ПРОЦЕСУ

**Л. А. Шинкарук, Л. Р. Волк, В. В. Вечер**

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, Україна

У практиці гідротехнічного будівництва, в тому числі річкової гідротехніці, крім гідротехнічних споруд на річках побудовано й експлуатують багато інших інженерних споруд і комунікацій з відносно невеликими плановими та висотними розмірами, які в тій чи іншій мірі впливають на хід руслового процесу. Сюди слід віднести такі споруди: мостові переходи через водотоки, регуляційні споруди, річкові водозабори, водовипуски комунального та промислового призначення, переходи через річки газо- та нафтопроводів, берегові та заплавні опори ліній електропередач, а також кар'єрні розробки гравійно-галечних і гравійно-піщаних відкладів в руслах і на заплавах річок тощо.

Роботи, які виконують з метою регулювання русел річок потрібно обов'язково розглядати сумісно з роботою вищезазначених гідротехнічних споруд, побудованих на них, враховуючи їх вплив на гідравлічний режим річок.

Спеціалісти констатують, що русловий процес порушується після будівництва гідротехнічних і інженерних споруд, причому це порушення може охопити значну ділянку річки по довжині (тобто відбуваються, так звані, загальні деформації). Крім цього можливі й локальні порушення руслового процесу на ділянках розташування споруд, якщо останні сильно стискають потік або обмежують розвиток річкових звивин, або не забезпечують безвідривне обтікання потоком елементів споруд. Тому проблема прогнозування руслового процесу на річках з порушенням (не природним) водним режимом залишається на сьогодні найактуальнішою і не достатньо вивченою в теорії руслових процесів.

Як показує досвід роботи вищезазначених споруд, з одного боку вони можуть зазнавати значних деформацій і руйнувань в місцях (створах) їх розташування під час проходження паводків або повеней, з іншого – самі споруди можуть спричиняти деформації русла та берегів на сусідніх ділянках річки, розташованих вище або нижче за течією або навпроти цієї споруди на протилежному березі річки.

На основі гідроморфологічного моніторингу р. Тиса в Закарпатській області, Україна, проаналізовано роботу мостових переходів на ділянці с. Королево – смт Вилко. Досліджено вплив мостових переходів на русловий процес. Встановлено причини формування акумулятивних форм і розвитку руслових деформацій в зоні впливу мостів. Запропоновано заходи щодо поліпшення роботи мостових переходів внаслідок влаштування нових або модернізації існуючих регуляційних споруд біля мостів.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

На досліджуваній ділянці р. Тиса русло звивисте, сильно розгалужене, зазнає значних деформацій під час проходження паводків. Річка являє собою безперервне чергування плесів і перекатів. У руслі річки постійно зустрічаються осередки, острови, боковики. На них і на заплавах спостерігаємо скупчення масивів рослинності (дерева, чагарники, висока трава), які суттєво впливають на пропускну спроможність річки і в цілому на русловий процес.

Наші дослідження дозволили зробити узагальнення про особливості руслового процесу на досліджуваній ділянці річки:

- по-перше, під час проходження паводка потік рухається по поверхнях заплав між масивами рослинності та іншими перешкодами, концентруючи витрату води у вузьких, обмежених рослинністю, водопропускних коридорах, і атакує один із берегів під деяким кутом (від 30° до 90°), утворюючи навальні течії;
- по-друге, завдяки поперечному похилу поверхонь заплав в напрямку до русла швидкості потоку під час проходження паводка можуть досягати 5...6 м/с;
- по-третє, внаслідок першочергового вимиву ґрунту біля берега (за причини навала потоку на берег) можуть утворюватися формування з донних наносів у вигляді пасм, які сприяють подальшому розвитку значних деформацій.

Для захисту мостів і огорожувальних дамб на досліджуваній ділянці р. Тиса необхідно:

- видалити наносні відкладення з русла річки перед мостом, які покриті, переважно, рослинністю;
- розчистити підмостове русло від наносів і рослинності в тих отворах, де відбулося накопичення наносів і на них сформувалась рослинність;
- передбачити планову реконструкцію огорожувальних дамб на ділянках безпосередньо біля мостів з поступовою зміною планового розташування цих ділянок дамби з метою надання їм функцій мостових регуляційних струмененапрямних дамб; обов'язково передбачити регуляційні заходи і споруди на всіх мостових переходах, якщо вони попередньо були відсутні;
- здійснювати модернізацію огорожувальних дамб, розташованих вище мостових переходів: забезпечити надійне укріплення їх руслових укосів і підшви шляхом будівництва поперечних споруд – напівзагат;
- звести рослинність (кущі та дерева) на акумулятивних формах, на яких утворилась рослинність, і тим самим полегшити експлуатаційні умови для мостів і огорожувальних дамб.

**ADVANTAGES OF MECHANICAL WASTEWATER  
TREATMENT WITH M-COMBI INSTALLATION**

**E. V. Bilobrova, L. O. Mitiuk**

National Technical University of Ukraine, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute

Wastewater pollution is one of the current problems in Ukraine today. Because of the constant emissions and non-compliance with industrial water treatment requirements, the Dnieper River has been polluted severely, which could lead to drought. As of July 7, 2021, 161 pollutants were detected in the surface waters of the Dnieper River basin, in particular, the herbicide atrazine, cadmium metals, and nickel. This threatens the health of the population of Ukraine and can cause an ecological catastrophe.

As a result of increasing urbanization, industrial development, and utilities, the amount of urban wastewater in need of treatment is constantly increasing.

It is clear that this problem requires an urgent solution.

For this purpose, it is necessary to develop measures that can improve the condition of urban waters, which will be economically beneficial for the country.

The main actions should include the upgrade of technological processes to reduce the emissions of pollutants and increase the efficiency of wastewater treatment through the development of new and the improvement of existing water treatment technologies.

As known, there are 5 main stages of wastewater treatment: mechanical treatment, physicochemical treatment, biological treatment, disinfection, and sludge dewatering.

We will investigate in more detail the mechanical wastewater treatment, which is a preparatory stage, but one of the most important. Why? Because during this stage up to 70% of the contamination is removed from the wastewaters: large contaminants, sand, grease.

Today, there are many types of water treatment equipment, but among them, the combined installation of mechanical wastewater treatment M-Combi will be considered more.

This device can be used in the production of small and medium capacities.

One of the advantages of the equipment is its compact size, which allows replacing the outdated equipment even when there is a lack of space, and the building of new facilities will reduce the cost of construction.

This device contains a fine cleaning grid, aerated sand trap, grease trap, installation of washing, and compaction of waste and sand, which allows you to perform all stages of pre-cleaning.

The advantages of this equipment include the following:

- The system of washing waste and sand prevents the rot and the spread of odors.



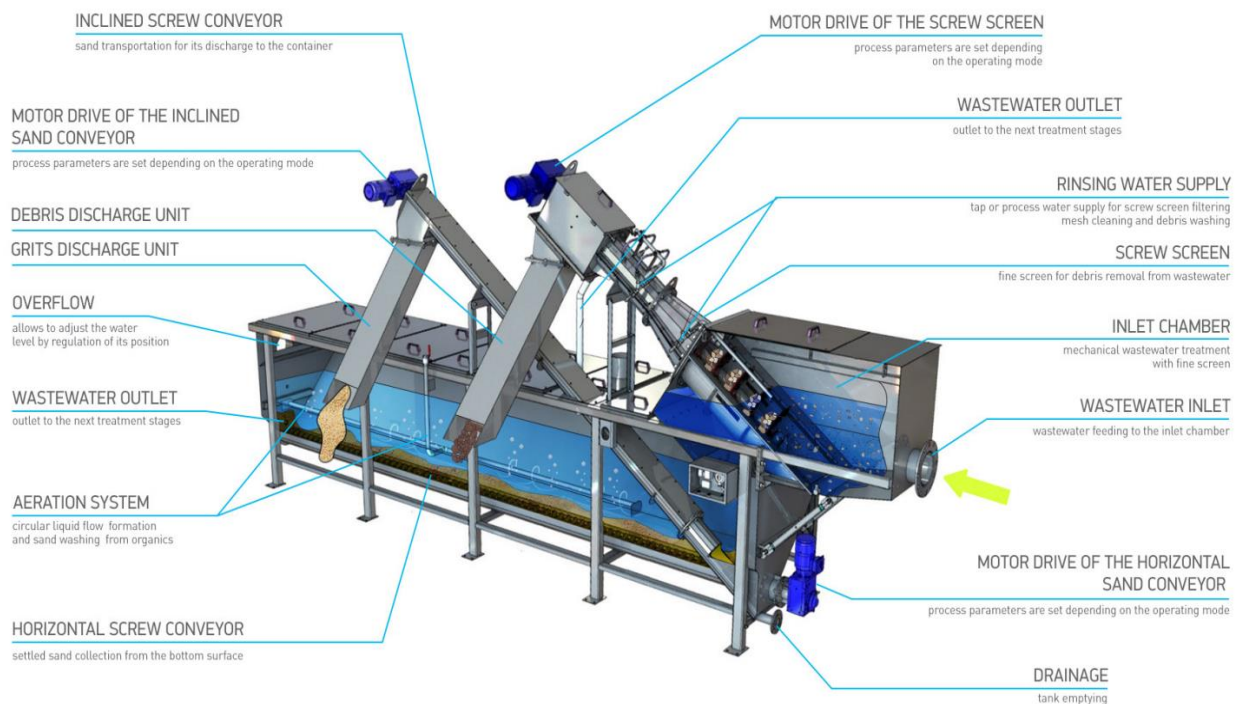
## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

- The M-COMBI mechanical cleaning system can be made both in the standard version, and in special e.g., with the protection against low temperatures or with a bypass line with a manual lattice), and also in the special sizes.

- Long operating time of the equipment. In the manufacture of this module the high-quality materials are applied, such as AISI 304, 316, 321 depending on the customer requirements. Special methods of processing these metals are also used, which increases the corrosion resistance.

- When using this equipment, you can reduce the cost of service personnel. The M-Combi is highly automated. The control system enables the complex to work both in manual and automatic modes. The control system provides the ability to operate the complex in both manual and automatic modes.

It is easy to adjust the parameters and modes of operation of the equipment. Installation requires minimal operator attention. If necessary, the control system can be equipped with remote access modules.



**Picture 1** – Combined Mechanical Treatment Module M – Comby

Therefore, the situation of pollution of water bodies in Ukraine can be improved today. The main factors contributing to this are the improvement of current legislation and the use of quality and efficient cleaning equipment.

**АНАЕРОБНЕ ЗБРОДЖУВАННЯ ОСАДІВ ПОБУТОВИХ СТИЧНИХ ВОД З  
НАДЛИШКОВОЮ КОНЦЕНТРАЦІЄЮ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ**

**А. В. Шинкарчук, Н. Б. Голуб, М. В. Козловець, О. А. Козловець**

Національний технічний університет України

"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

З 30% каналізаційних очисних споруд України, технології яких включають анаеробну стабілізацію осаду в метантенках, працюють тільки дві (у Києві та Харкові). Така технологія обробки осадів стічних вод (СВ) вважалася малоефективною через: низький вихід біогазу, тривалий термін бродіння, економічно невиправдані експлуатаційні затрати на роботу метантенків, одержання органічних добрив низької якості. Наявність території для складування осадів при каналізаційних очисних спорудах (КОС) дозволяла десятиліттями не вирішувати питання удосконалення стадії їх анаеробної стабілізації.

Однак, удосконалення екологічного законодавства, посилення вимог до переробки відходів та збільшення обсягів утворених осадів СВ сприяють розвитку та дослідженню екологічно толерантних технологій (анаеробна стабілізація), що є актуальним завданням на сьогодні, оскільки така технологія дозволяє не тільки отримувати екологічно безпечне органічне добриво, а й газоподібне паливо у вигляді біогазу.

Наявність важких металів (іони  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  та  $\text{Zn}^{2+}$ ) у побутових СВ пов'язана з внутрішнім покриттям труб та запірної арматури внаслідок контакту з ними водопровідної води. З водопровідною водою в СВ в незначних концентраціях можуть надходити іони  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  тощо. Також іони важких металів (ВМ) можуть потрапити до стоків з медичних закладів, хімічисток, автомайстерень, поверхневих стічних вод з автотранспортних магістралей або територій виробничих підприємств тощо. Іони важких металів сорбуються на активному мулі (при використанні аеробної технології очищення СВ), внаслідок чого іони важких металів переходять у осад на стадії вторинного відстоювання.

Процес анаеробної стабілізації осадів СВ наступний: осад подається в метантенки, де відбувається 4-х стадійне анаеробне розкладання органічних сполук з виділенням  $\text{CH}_4$  та  $\text{CO}_2$ . За умови проведення процесу при температурі  $53\text{ }^\circ\text{C}$  не тільки підвищується вихід біогазу та швидкість проведення процесу, а й забезпечується повне знезаражування осадів і дегельмінтизація осадів, що дозволяє застосування перебродженого осаду як органічного добрива.

**Метою роботи** було дослідження впливу важких металів на процес анаеробного зброджування та процес удосконалення анаеробної стабілізації осаду.

Завдання для досягнення мети були наступні:

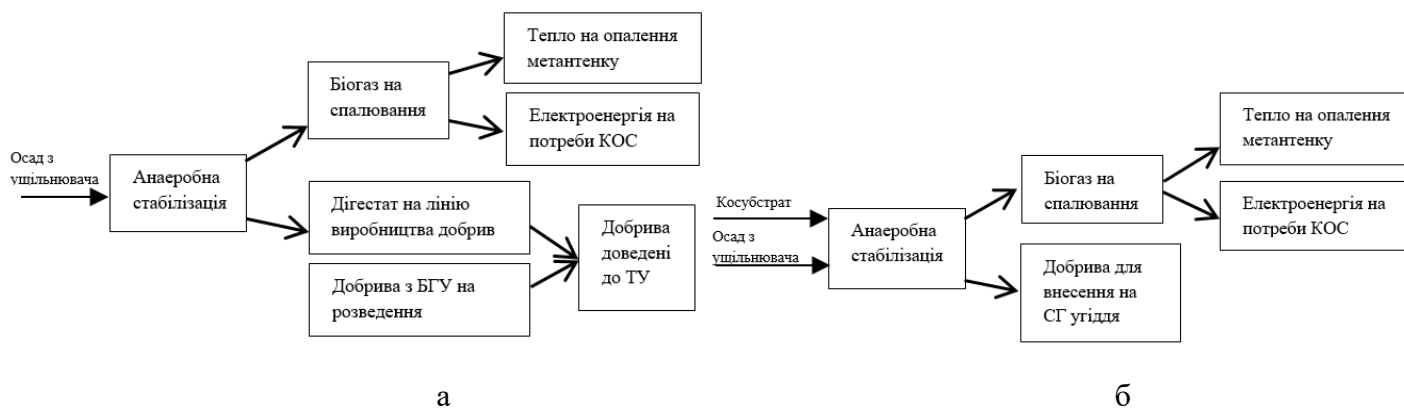
- дослідити вплив іонів важких металів (Ферум, Купрум, Хром, Цинк) на анаеробний процес зброджування;

- інтерпретація результатів на можливість удосконалення анаеробної стабілізації осаду.

Дослід проводили за використання різних діапазонів концентрацій солей вищевказаних важких металів у анаеробних метантенках ( $V=1 \text{ дм}^3$ ) з газгольдерами мокрого типу для збору утвореного біогазу, температурний режим  $37 \text{ }^\circ\text{C}$ , суха органічна речовини (СОР) у метантенку 8%, період зброджування 13-22 діб.

Анаеробне зброджування осадів стічних вод, що містять іони важких металів, обмежується високою концентрацією поллютантів, що призводить до загибелі мікроорганізмів – учасників процесу зброджування, а також кількістю необхідної органічної частини, яка забезпечує високий вихід біогазу при зброджуванні сировини, що робить процес стабільним та економічно доцільним. Так, додавання  $10 \text{ мг/дм}^3 \text{ Zn}^{2+}$  при анаеробному зброджуванні гною ВРХ (період зброджування 13 діб) знижує вихід біогазу на 8%, а при збільшенні концентрації  $\text{Zn}^{2+}$  до  $50 \text{ мг/дм}^3$  вихід біогазу падає на 12 % порівняно з контрольним зразком (без додавання іонів ВМ). Використання осадів СВ, що містять іони важких металів (такі як  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ), у якості сировини для зброджування є перевагою для анаеробної стабілізації осадів, оскільки така сировина покращує вихід біогазу порівняно з сировиною без домішок. Так, нами було встановлено, що при анаеробному зброджуванні гною ВРХ при концентрації  $\text{Fe}^{3+}$   $80 \text{ мг/дм}^3$  вихід біогазу вищий на 19% порівняно з контролем (без додавання іонів ВМ), при концентрації  $\text{Cu}^{2+}$   $80 \text{ мг/дм}^3$  вихід біогазу вищий на 31% (20 діб зброджування), а за додавання  $50 \text{ мг/дм}^3 \text{ Cr}^{3+}$  – на 36% (16 діб зброджування).

При високій концентрації іонів важких металів у перебродженій фракції застосування її як добрива може бути неможливим, тому варто розглянути варіант змішування такого добрива з перебродженою фракцією біогазових установок (БГУ) (рис. 1, а), якщо такі наявні поблизу, або можливість коферментації осаду з високим вмістом ВМ з косубстратами у якості розведення (рис.1. б).



**Рисунок 1** – Варіанти використання перебродженої фракції осадів СВ як органічних добрив

**ВПЛИВ ШИРИНИ ПРОМІЖКУ ТА ВОДНИХ РОЗЧИНІВ МЕТАУПОНУ  
І ДИТАЛАНУ НА ГІДРАВЛІЧНИЙ ОПІР ЦИЛІНДРИЧНОГО РОТОРА**

**І. Ю. Попадюк, В. І. Орел, Б. С. Піцишин**

Національний університет «Львівська політехніка»

Гідродинамічно активні добавки використовують для підвищення ефективності роботи гідравлічних систем. Міцелотвірні поверхнево-активні речовини (МПАР) в однорідних розчинах мають зворотну механічну деструкцію, що є особливо важливим для замкнених систем. Проте, питання впливу МПАР на турбулентну структуру потоків ще далеке від цілковитого вирішення.

Розглянуто вплив водних розчинів МПАР на гідравлічний опір ротора діаметром 73,5 мм та висотою 153 мм, який регулювали переміщенням статора діаметром 142 мм. При цьому між ними утворювався замкнений кільцевий конфузотно-дифузотний проміжок.

Досліджували водні розчини таких МПАР, як метаупон масовими концентраціями  $C = 0,3\%$  та  $0,5\%$  та диталан Ditalan OTS-45 з  $C = 1\%$  та  $8\%$ . У розчини метаупону, залежно від маси розчину, додавали  $7\%$  NaCl для загушення та  $0,2\%$  NaHCO<sub>3</sub> для стабілізації; те ж, диталану –  $3\%$  та  $0,2\%$  відповідно.

Для розчинів метаупону та диталану коефіцієнт тертя на поверхні ротора зменшується при збільшенні критерію Рейнольдса та збільшується при зменшенні ширини проміжку. Для фіксованих значень критерію Рейнольдса коефіцієнт тертя збільшується при зменшенні ширини проміжку.

Підтверджено залежність коефіцієнта тертя від критерію Рейнольдса при різних значеннях ширини проміжку між ротором і статором та концентрацій водних розчинів метаупону та диталану порівняно з більшим діаметром ротора.

Для досліджених концентрацій метаупону модуль значення відносної зміни коефіцієнта тертя на поверхні ротора DR зростають до значень відносної ширини проміжку при ексцентричному та концентричному розташуванні ротора та статора  $b_e/b_k = 0,7$ . З подальшим зменшенням  $b_e/b_k$  для  $C = 0,3\%$  спостерігається збільшення DR до  $b_e/b_k = 0,03$ , для  $C = 0,5\%$  – зменшення DR з мінімумом при  $b_e/b_k = 0,4$ , а далі збільшення.

Для досліджених концентрацій розчину диталану значення DR зростають до значень  $b_e/b_k = 0,7$ , утворюючи максимум, далі до  $b_e/b_k = 0,03$  спадають.

**WATER SUPPLY AND SEWERAGE SYSTEM OF BUILDINGS OF THE LATE 19TH  
AND EARLY 20TH CENTURIES IN LVIV**

**O. Pekarchuk<sup>1</sup>, B. M. Cinar<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Lviv Polytechnic National University, Department of Architectural Design, Lviv, Ukraine

<sup>2</sup>Mimar Sinan University, Department of Architectural History, Istanbul, Turkey

The buildings of the central part of Lviv have great historical, cultural and artistic value. These are ensembles formed over the centuries that contain national architectural masterpieces. A significant part of the accommodation of the central districts of the city are houses built in the late 19th and early 20th centuries. An analysis of archival drawings and field surveys of buildings of this period was conducted. As a result, engineering and constructional features and problems of historic buildings were identified. They affect not only the comfort of living, but also in general the possibility of preservation and further utilization of houses in the late 19th and early 20th centuries in Lviv.

In Lviv, beginning in 1892, it was necessary to arrange toilets on each floor of apartment buildings. They were usually located at the end of the gallery from the back of the house. The minimum size of the toilet was 0.8x1.2 m. In the historic apartment buildings of Lviv, three types of planning decisions of apartments without bathrooms were often used: apartments with a kitchen adjacent to the main entrance, and in some places to the hall; with a kitchen located deep in the apartment with access to the rough stairs, gallery or courtyard; apartments with two kitchens (this type of planning is most common in the organization of the apartment, which occupied an entire floor of an apartment building).

Of the early 20th century, with the development of the construction industry, new materials were used, the constructive structure and engineering networks were improved. The bathrooms began to be designed in the apartments, which affected the increase in the range of premises and, accordingly, the change in the architectural and planning structure of the apartments and the house. In apartments with a high level of comfort, which were located in the main part of the house, sometimes arranged several bathrooms and toilets. The apartments with an average level of comfort had only a bathroom or toilet. As a result of the analysis of archival drawings of apartment houses of the early 20th century there were four main types of planning solutions for apartments with bathrooms: apartments, sanitary-kitchen unit which located at the main entrance to the apartment; the sanitary-kitchen block located in the depth of the apartment, when the kitchen is adjacent to the rough stairs; the bathroom and kitchen separated into different areas of the apartment, in which case the toilet could adjacent to the kitchen, and the bathroom near the bedrooms; apartments with two kitchens and several bathrooms. Of the early 20th century began to renovate houses built of the late 19th and arranged toilets in the apartments.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

In Soviet times (1939 – 1991) there were significant transformations of the architectural and planning structure of the apartment buildings of the late 19th and early 20th centuries. The number of apartments in the house grew. Communal apartments were organized. This affected the existing water supply and sewerage systems of these buildings.

Modern transformations of the planning structure of the apartment are aimed at increasing the level of living comfort of residents. As a result of reconstructions kitchens-dining rooms, toilets, bathrooms, the combined bathrooms are arranged. These works are often carried out chaotically.

Water supply of cold water to buildings is carried out by the introduction of water supply  $\varnothing$  25 mm from the city water supply  $\varnothing$  100-200 mm. Cold water supply systems comprise of steel black and galvanized water pipes  $\varnothing$  15-20mm and plastic pipes  $\varnothing$ 15-20mm. The field inspection revealed the shortcomings of the highway, risers and hoses to the plumbing fixtures, which caused a partial leak with soaking of the walls and ceiling of the sanitary facilities. Depreciation of the water supply systems of the inspected houses was up to 60%.

Preparation of hot water for buildings is carried out by high-speed gas water heaters, electric boilers (in the bathrooms), gas boilers located in the kitchens of apartments, as well as there is a central hot water supply. The hot water supply systems are laid openly or hidden in the walls of kitchens and bathrooms, rarely made of galvanized and black steel pipes  $\varnothing$ 15mm and mainly made of plastic pipes  $\varnothing$ 15-20mm. Detected steel pipes made of black pipes with threaded connections were covered with a layer of medium corrosion, which partially leaked. Depreciation of the water supply systems is up to 45%.

Drainage of domestic sewage from sanitary appliances of buildings is carried out by a gravity system of the household sewerage in a yard network with the subsequent discharge of sewage in the street collector in the size of 400x700 (760) mm. The household sewerage systems of buildings were made of cast iron sewer pipes  $\varnothing$  50 - 100 mm (in Soviet times) and plastic pipes  $\varnothing$  50 - 100 mm. Sewerage systems: outlets are hidden in the basement floor structure and connected in the well and wellless; risers open or hidden in the tooting of the walls (kitchen, bathroom) or with the help of plasterboard structures; eyeliners for plumbing fixtures are open above the floor or hidden in the wall structure. The exhaust part of sewer risers is deduced on an attic and partially above a roof. Depreciation of the sewer systems is up to 60%.

Yard sewer systems with sewerage and rainwater wells were inspected. It was seen that depressurization of pipes, their uneven subsidence and leakage of sewage into the basement soil and its waterlogging and loss of soil initial load-bearing capacity led to subsidence of the foundations of load-bearing walls of buildings of the late 19th and early 20th centuries and the formation cracks in the walls. Depreciation of the systems is up to 65%.

**APPLICATION OF MODERN METHODS OF NITRIDENITRIFICATION AT URBAN  
WASTEWATER TREATMENT PLANTS**

**I. Popadiuk, I. Matlai, B. Pitsyshyn**

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

A large amount of wastewater treatment plants in Ukraine face unsatisfactory operation of biological wastewater treatment facilities. The main measure to improve the quality of treatment at treatment plants is to transfer them to the technology of nitrogen and phosphorus removal. In recent years, new technological schemes for biological treatment of urban wastewater have been developed. The cost and efficiency of this work largely depend on how correctly the technological calculations of new technologies will be carried out. At the same time, the standards of the degree of purification of both Ukraine and the European Union must be taken into account.

Today in Ukraine there are no certified developments of equipment and devices to ensure the operation of treatment facilities using the technology of nitridenitrification of deep purification of wastewater from nitrogen and phosphorus compounds.

Unsatisfactory operation of treatment plants in Kolomyia, Ivano-Frankivsk region led to the search for a solution to this problem.

The municipal wastewaters of Kolomyia are classified as low-concentrated in terms of the degree of pollution by BOD<sub>20</sub> (twenty-day BOD) and suspended solids. A significant imbalance in the ratio of the organic component of pollution and the concentration of nitrogen compounds, and significant fluctuations in the concentration of pollutants during the day negatively affect the living conditions of activated sludge of aeration tanks and its sedimentation properties.

Analysis of existing technological schemes of nitridenitrification, as well as domestic experience in this area and regulatory recommendations showed that for the conditions of wastewater treatment plants in Kolomyia, the most appropriate is the introduction of a modified Ludczak-Ettinger process. This process involves the alternation of anoxide and aerobic zones and the use in aeration zones of a combination of suspended and immobilized on inert media cultures of microorganisms. The combination of suspended and immobilized on biocarriers microbial cenoses is necessary for the maintenance in active tanks of active biomaterial taking into account features of character of pollution of entrance wastewaters.

For this purpose, the project proposes the re-equipment of single-corridor aeration tanks located in two blocks of tanks into bioreactors of nitridenitrifiers by creating zones with different oxygen conditions in their volume.

## **ВПЛИВ ВОДОЗАБОРУ ІЗ ВОДОСХОВИЩ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ**

**О. А. Рябенко, В. С. Тимошук, О. О. Галич, О. О. Клюха**

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, Україна

Основним джерелом промислового, комунально- побутового та сільськогосподарського водопостачання України є річкові водосховища. Ці водосховища мають комплексне призначення і використовуються в таких цілях:

- регулювання поверхневого стоку з його перерозподілом у часі;
- боротьба з повеннями та паводками;
- комунальне, промислове та сільськогосподарське водопостачання;
- зрошення засушливих земель;
- виробництво електричної енергії;
- регулювання нерівномірності електроспоживання та частоти і потужності енергосистеми;
- водний транспорт;
- рибне господарство;
- рекреаційне використання, водно- спортивний туризм тощо.

Завдяки наявності водосховищ забезпечується водопостачання таких міст, як Київ, Канів, Черкаси, Кременчук, Світловодськ, Дніпро, Запоріжжя, Львів, Вінниця та інші. Важливим джерелом забезпечення побутових і виробничих потреб населення України у воді є річка Дніпро, водозабір з якої становить близько 60% від загального в країні.

Для перекидання води на великі віддалі використовують такі канали: Каховський (витрата в голові) ( $Q_{\text{гол}}=365 \text{ м}^3/\text{с}$ ), Північно-Кримський ( $Q_{\text{гол}}=300 \text{ м}^3/\text{с}$ , робота призупинена), Дніпро – Донбас ( $Q_{\text{гол}}=120 \text{ м}^3/\text{с}$ ), Дніпро – Інгулець ( $Q_{\text{гол}}=45 \text{ м}^3/\text{с}$ ), Сіверський Донець – Донбас ( $Q_{\text{гол}}=24 \text{ м}^3/\text{с}$ ) та інші.

Основні екологічні проблеми при використанні водозабору, пов'язані із створенням водосховищ:

- розмиви берегів водосховищ;
- захист мілководних ділянок і населених пунктів від затоплення;
- «цвітіння» води;
- заростання водосховищ водною рослинністю.

Питанню захисту мілководних ділянок, понижень місцевості та населених пунктів від затоплення водою при створенні водосховищ приділяється дуже велика увага. Це питання вирішується за допомогою захисних дамб. Під захистом таких дамб знаходяться міста Переяслав-Хмельницький, Нікополь, Кам'янка-Дніпровська та ін. Цікаво зазначити, що довжина захисних дамб на дніпровських водосховищах становить 300,6 км. Стік води таких



річок, як Ірпінь, Трубіж, Тясмин, Базавлук, русло яких відгороджене дамбами від водосховищ, доводиться повністю перекачувати у водосховище. Для цього на дніпровських водосховищах влаштовано 28 насосних і 3 компресорні станції.

Процес «цвітіння» води у водосховищах залежить від багатьох факторів – попадання неочищених скидних вод промислових, комунальних і сільськогосподарських підприємств, накопичення у водосховищах хімічних речовин (сполук азоту і фосфору), вміст розчиненого кисню у воді, зменшення водності ріки, напрям дії вітру тощо. У найбільшій мірі «цвітіння» води спостерігається на Кременчуцькому і Кам'янському водосховищах, а в найменшій – на Київському. Ця проблема є надзвичайно важливою, залежить від багатьох чинників, а вирішення її потребує комплексного підходу.

Істотне поширення водної рослинності зумовлено значним поліпшенням умов їх життєдіяльності, тобто зменшенням швидкості течії у водосховищах та акумуляцією твердих решток органічного і неорганічного походження. При цьому окремі види рослин можуть рости навіть при глибинах до 2.0 – 2.3 м.

Питання захисту берегів водосховищ від розмивів, спричинених дією вітрових хвиль, є надзвичайно важливим, адже щороку площа втрачених земель від дії цих хвиль на дніпровських водосховищах доходить до 25 га. Довжина кріплення берегів водосховищ та верхового укосу земляних гребель і дамб на дніпровських гідровузлах становить 810 км, проте процес деформації і розмивів берегів продовжується.

Для оптимального проектування берегозахисних споруд необхідно мати надійні методи визначення параметрів вітрових хвиль, що утворюються у водосховищах. Використовувані на практиці методи візуальних досліджень цих параметрів дають деяку похибку. На кафедрі гідроенергетики, теплоенергетики та гідравлічних машин НУВГП накопичено певний досвід використання датчиків типу WEGA WELL 72 та 4500s-350 кПа для вимірювання характеристик хвильових процесів у верхній водоймі Дністровської ГАЕС. Тривалий період експлуатації таких датчиків показав їх надійну роботу.

Висновки.

1. Наявність річкових гідровузлів забезпечує забір води з водосховищ для потреб різних галузей господарства держави.

2. В процесі експлуатації річкових гідровузлів з забором води із водосховищ необхідно враховувати великий комплекс екологічних проблем, пов'язаних з використанням цих водосховищ.

3. При визначенні параметрів вітрових хвиль у водосховищах необхідно використовувати сучасні методи вимірювання параметрів таких хвиль.

**SPATIAL ANALYSIS OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTION IN THE BOTTOM  
SEDIMENTS OF THE TISZA RIVER**

**O. Symkanich<sup>1</sup>, N. Svatiuk<sup>2</sup>, V. Maslyuk<sup>2</sup>, O. Glukh<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Uzhhorod National University, Uzhhorod, Ukraine

<sup>2</sup>Institute of Electron Physics of the National Academy of Sciences of Ukraine, Uzhhorod, Ukraine

email: *oleg.glukh@uzhnu.edu.ua*

Investigation of radionuclide content and modeling of their spatial distribution in rivers bottom sediments makes it possible to assess the nature of migration and the probability of getting, at the stages of collection and treatment, of radioactive isotopes into drinking water. It is known that the Tisza is one of the important rivers of Central Europe and the largest left tributary of the Danube; therefore, its ecological status affects the surface waters of large surrounding areas in several EU countries. The Transcarpathian region is the only one in Ukraine where its administrative borders coincide with the Tisza river basin's boundaries. All rivers in Transcarpathia flow directly into the Tisza, or its tributaries, and none flows into the rivers of another basin.

Radioecological monitoring was performed on natural GAN, particularly <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th series, as well as <sup>40</sup>K and man-made <sup>137</sup>Cs by low-background gamma spectrometry. It should be noted that the GAN of natural and artificial origin contained in the soils and bottom sediments of mountain rivers can serve as "labels" for both geochemical indicators of the region and the intensity of urbanization processes. Average results of determining the specific activity of gamma-active nuclides in the Tisza river's bottom sediments were shown.

Based on the data of the specific activity of GAN in the bottom sediments of the Tisza river, a map of the distribution of the total specific activity of natural GAN (excluding <sup>40</sup>K) and a map of the distribution of the ratio  $\Sigma \text{}^{232}\text{Th} / \Sigma \text{}^{238}\text{U}$  were constructed using the computer program "ArcGIS 10.4.1".

The obtained results testify to the peculiarities of distribution, migration, and accumulation of gamma-active nuclides in the Tisza river's bottom sediments. Mapping makes it possible to establish areas of accumulation of gamma-active nuclides in the Tisza river and areas with the lowest content of these ingredients, allowing forecasting the future state of the studied areas and is an essential aspect of environmental safety. It was found that for the Tisza river, the zones of accumulation of gamma-active nuclides are most pronounced in areas of change in the morphology of the river, especially clearly observed in the mountainous part of the river, which should be taken into account when studying this river. There is reason to believe that the same patterns apply to other mountain ranges in Europe.

## ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ІЗ ПЛАСТИКОВОЇ ТАРИ У ВОДУ В ПРОЦЕСІ ЇЇ ЗБЕРІГАННЯ

**О. Коваленко, В. Скрипниченко, Т. Григор'єва**

Одеська національна академія харчових технологій, Одеса, Україна

Фасована в пластикову тару питна вода є альтернативою водопровідній воді для значної кількості населення планети. Та на жаль, разом із зростанням попиту на таку продукцію все більш актуальною стає проблема забруднення пластиком навколишнього середовища. Також не менш актуальним є питання погіршення якості харчових продуктів і води, що фасуються і зберігаються в пластиковій тарі. небезпеку для здоров'я людей становлять частинки мікропластику, а також токсичні домішки, що дифундують із матеріалу пластику в рідке середовище в процесі його зберігання.

Відомо, що на інтенсивність міграції домішок із пластикової тари у воду можуть впливати чимало факторів. Це і хімічний склад матеріалу тари, зокрема вміст домішок, використаних в якості каталізаторів і стабілізуючих добавок. Це і технологічні режими лиття преформ та видування пляшок, і товщина стінок пляшок, і умови зберігання готової продукції тощо.

В Україні постійно зростає виробництво фасованих питних і мінеральних вод. Готова продукція реалізується через торгівельні мережі і невеликі заклади торгівлі. Але не всі вони забезпечують дотримання умов зберігання фасованої води, регламентованих нормативними документами.

Метою дослідження було визначення впливу умов зберігання фасованої води на міграцію забруднюючих речовин із пластикової тари у воду в процесі її зберігання. В роботі, що презентується, об'єктом дослідження була мінеральна природна негазована столова вода, фасована в ПЕТ(Ф)-тару об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup>. Загальна мінералізація води не перевищувала 1,0 г/дм<sup>3</sup>. Згідно рекомендацій виробника, таку мінеральну воду можна вживати щоденно і використовувати для приготування їжі, як звичайну питну воду.

В експерименті зразки фасованої води зберігали впродовж трьох місяців з моменту їх виготовлення при різних умовах в навколишньому середовищі. Зокрема, перша партія зразків води знаходилася в приміщенні лабораторії на підвіконні і постійно піддавалася впливу сонячних променів. Друга партія зразків води зберігалася в охолоджуємії камері побутового холодильника. Температура в камері підтримувалася на рівні +4...+6 °С. Третя партія зразків води зберігалася в шафі із світлонепроникними стінками. В приміщенні лабораторії температура повітря впродовж трьох місяців змінювалася від 15 до 20 °С.

Щомісяця з кожної партії відбирали пляшки з водою для дослідження органолептичних,

фізико-хімічних і санітарно-токсикологічних показників її якості. Зокрема, у зразках води визначали запах, забарвленість, смак і присмак. Також визначали водневий показник, окисно-відновлювальний потенціал, сухий залишок, електропровідність, загальну мінералізацію, загальну жорсткість та лужність води, перманганатну окиснюваність. Ще визначали вміст кальцію, магнію, заліза загального, алюмінію, хрому загального, молібдену, міді, марганцю загального, цинку, амонію, нітратів, нітритів, сульфатів, хлоридів, поліфосфатів, кремнію і фторидів. Для виконання дослідження застосовували сучасне обладнання і стандартні методики.

Аналіз отриманих результатів дослідження дозволив встановити закономірності зміни якості фасованої в ПЕТ(Ф)-тару природної мінеральної негазованої столової води. Щодо запаху води, то погіршення його не виявлено в жодному із зразків води. Не суттєво, але все ж погіршився показник забарвленості води, яка зберігалася в пластикових пляшках і знаходилися під впливом сонячних променів. Для цих же зразків води зафіксоване незначне підвищення значення водневого показника.

У всіх зразках фасованої води впродовж трьох місяців зберігання при зазначених умовах спостерігалася підвищення вмісту кальцію, магнію, сульфатів, хлоридів, поліфосфатів і нітрогенвмісних сполук. Разом з тим слід зазначити, що ці зміни не призвели до перевищення допустимої концентрації міграції (ДКМ) домішок. Встановлено, що більш інтенсивною є міграція домішок впродовж перших двох місяців зберігання води у ПЕТ(Ф) - тарі. Прискорює процеси дифузії домішок із пластикової пляшки у воду постійний вплив на неї сонячних променів.

Впродовж трьох місяців зберігання фасованої води за зазначених умов відбувалося зменшення вмісту у всіх зразках води заліза загального та марганцю. Щодо інших металів, зокрема міді і цинку, то їх міграція з ПЕТ(Ф)-тари у воду незначна. Іншою є ситуація з такими домішками, як алюміній, молібден і хром. В процесі зберігання води в ПЕТ(Ф)-тарі їх концентрація постійно зростала і вже через три місяці в окремих зразках води наблизилася до значень ДКМ.

Виконане дослідження показало, що якість фасованої в ПЕТ(Ф) – тару мінеральної природної негазованої столової води впродовж трьох місяців зберігання за різних умов в навколишньому середовищі зазнає змін. За одними показниками якості води ці зміни не суттєві, за іншими – відчутні і можуть за певних умов негативно вплинути на здоров'я споживача. Разом з тим слід зауважити, що дослідження було виконано для одного виду продукції і здійснювалося протягом трьох місяців. Практичний інтерес представляють дослідження зміни якості води в пластиковій тарі впродовж більш тривалого терміну зберігання і для інших видів фасованих вод. На це і спрямовані подальші наші дослідження.

## **ВИКОРИСТАННЯ ХЛОРОФІЛСИНТЕЗУЮЧИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

**В. В. Дячок, С. І. Гуглич**

Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна

Згідно концепції сталого розвитку завданням сучасного суспільства є раціональне використання природних ресурсів із мінімальним екологічним навантаженням та побудова раціональної, екологічно стійкої та економічно обгрунтованої соціальної системи. Найбільш практичну значимість для досягнення поставленого завдання є методи утилізації відходів, залучення відновлювальних ресурсів та «зеленої» енергетики. Тому особливої уваги заслуговують саме біологічні методи знешкодження забруднень для досягненню даної мети.

Біологічне очищення дозволяє забруднюючі речовини трансформувати в нешкідливі продукти життєдіяльності мікроорганізмів та в біомасу.

На сьогоднішній день особливої уваги заслуговують мікроводорості роду *Chlorella*, які є ефективними перетворювачами сонячної енергії з добре організовані стадії акумуляування  $\text{CO}_2$  в комплекси біомолекул (вуглеводів, білків, ліпідів...), які в подальшій перетворюються в інші цільові продукти. Перевагою мікроводоростей культури *Chlorella vulgaris* є їх пристосованість до змін навколишнього середовища, а саме до короткочасних впливів крайніх значень рН середовища, до різких змін концентрації забруднювачів та коливань температури. Поряд з високою продуктивністю, мікроводорості *Chlorella vulgaris* мають цю особливість, яка дозволяє застосовувати їх в біотехнологічних процесах в якості субстрату.

З точки зору аспекту застосування мікроводоростей, як біологічного методу очищення стічних вод – є найбільш ефективними та економічно доцільними. Проведені розрахунки показують, що очищення стічних вод за участі мікроводоростей, в сто разів дешевше в порівнянні з фізико-хімічними методами очищення, а ступінь очищення є найвищою. Мікроводорості здатні не лише до засвоєння органічних речовин та біогенних елементів, вони також виділяють кисень, збагачуючи ним водне середовище, що інтенсифікує процеси окиснення цим самим сприяє очищенню стічних вод від різноманітних забруднень в тому числі і неорганічного походження.

В результаті проведених нами досліджень доведено здатність мікроводоростей культури *Chlorella vulgaris* до деструкції антропогенних забруднень, за одночасної присутності аніонів  $\text{HSO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HS}^-$  та нормалізації лужно-кислотного балансу стічних водах.

**РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМ ЗНЕКИСНЕННЯ ВОДИ ДЛЯ РЕСУРСОЕФЕКТИВНОГО  
ПРОМИСЛОВОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ**

**Т. О. Шаблій<sup>1</sup>, М. Д. Гомеля<sup>1</sup>, В. Д. Погребенник<sup>2</sup>, О. І. Іваненко<sup>1</sup>, Ю. В. Носачова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

У замкнутих циркуляційних системах охолодження, де як охолоджувальний агент використовують воду, завжди є необхідність підтримувати певний водно-хімічний режим. Обумовлено це тим, що апарати і трубопроводи за неналежної якості охолоджувальної води піддаються різного роду впливам, зокрема: корозії металу, утворенню накипних відкладень на поверхнях нагрівання, біологічному обростанню, зашламленню оксидами заліза і завислими речовинами. Причиною, що викликає корозію металу, є наявність у воді розчиненого кисню, вільної вуглекислоти, хлоридів, нітратів та сульфатів.

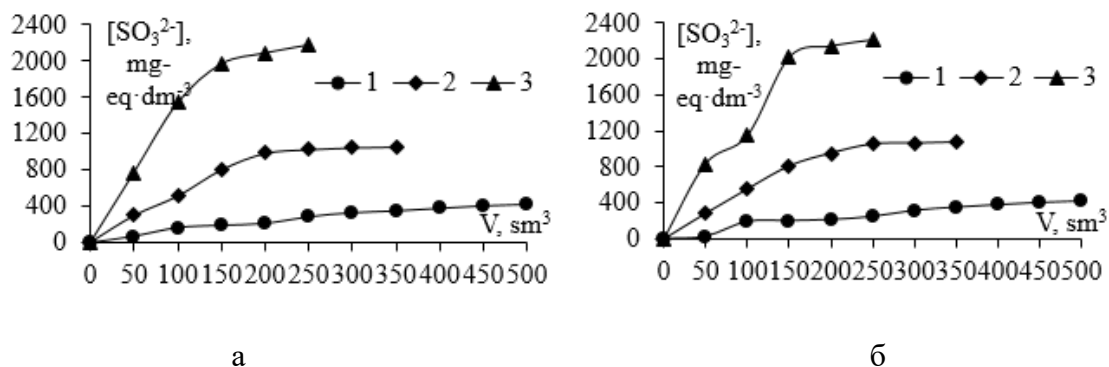
Нині все більшої популярності на виробництвах набуває спосіб зменшення корозійної агресивності води для замкнутих водоциркуляційних систем попереднім знекисненням із застосуванням редокситів – іонообмінних смол, модифікованих відновниками. Особливо важливим є знекиснення енергетичної води, яку використовують для виробництва пари та води, що подається в тепломережі. Ефективність використання такого методу залежить, в першу чергу, від форми і типу модифікованого редокситу та складу вихідної води.

Сульфат натрію досить часто використовують для знекиснення води. Перевагою даного відновника є його доступність, низька ціна та токсичність. Недоліком його є те, що при зв'язуванні кисню утворюються сульфати. Метабісульфіт натрію є дешевим і доступним реагентом у порівнянні з сульфатом натрію. Тому було виконано серію дослідів з визначення сорбційної ємності аніоніту АВ-17-8 по сульфат-аніонах при сорбції із розчинів метабісульфіту натрію. Результати сорбції сульфат-аніонів на аніоніті АВ-17-8 показано на рис. 1.

Як видно з рисунків 1а, для аніоніту в даному випадку характерна надеквівалентна сорбція сульфат-аніонів незалежно від форми аніоніту. При цьому сорбційна ємність зростає при підвищенні концентрації метабісульфіту натрію з 2 до 10 %. За найнижчої концентрації метабісульфіту натрію (2 %) ємність аніоніту сягає 3500–3600 мг-екв·дм<sup>-3</sup>. Таку ємність іще можна пояснити надеквівалентною сорбцією аніонів [SO<sub>3</sub>Na]<sup>-</sup>. Проте при підвищенні концентрації метабісульфіту натрію до 5 % та 10 % обмінна ємність аніоніту сягає 4000 мг-екв·дм<sup>-3</sup> (5 % розчин) та 5800 і 6700 мг-екв·дм<sup>-3</sup> (10 % розчин) з більшим значенням обмінної ємності для аніоніту в основній формі.

Таку високу ємність аніоніту по сульфатах просто сорбцією аніона [SO<sub>3</sub>Na]<sup>-</sup> пояснити не можна. Очевидно, що в концентрованих розчинах цілком можлива сорбція і аніонів типу

[NaS<sub>2</sub>O<sub>5</sub><sup>-</sup>]. Особливо із останніх проб регенераційного розчину, концентрація яких близька 10 %, а рН становить 4,70–4,80. Звичайно певна частина сульфит-аніонів може збиратись і в порах аніоніту без іонообмінних процесів. Для визначення цього впливу аніоніти після сорбції промивали дистильованою водою.



**Рисунок 1** – Залежність концентрації сульфитів (1; 2; 3) від пропущеного об’єму розчину метабісульфіту натрію концентрацією, %: 2 (1); 5 (2); 10 (3), через аніоніт АВ-17-8 в СГ-формі (а) та основній формі (б) ( $V_i=20 \text{ см}^3$ ) (ПОДС<sub>1</sub>=3515 мг-екв·дм<sup>-3</sup>; ПОДС<sub>2</sub>=4167 мг-екв·дм<sup>-3</sup>; ПОДС<sub>3</sub>=5870 мг-екв·дм<sup>-3</sup>)

Концентрація сульфитів у промивних водах була тим вищою, чим вищою вона була у регенераційних розчинах. Скоріше за все, іони вимивались разом із регенераційним розчином, що знаходився у порах.

Реальну ємність сорбенту визначали за зміною концентрації сульфитів у розчинах, що пройшли через іоніт. Тому, в цілому, це не виключає можливість сорбції аніонітів [NaS<sub>2</sub>O<sub>5</sub><sup>-</sup>] при використанні метабісульфіту натрію. Для оцінювання реальної відновлювальної здатності (ВЗ) аніоніту різні його проби, об’ємом 20 см<sup>3</sup>, заливали розчином йоду фіксованої концентрації. Розчин перемішували впродовж 24-х годин, а потім титрували надлишком йоду. В табл. 1 подано результати титрування та розрахунків.

Таблиця 1

**Залежність ВЗ аніоніту АВ-17-8 від його форми при модифікуванні метабісульфітом натрію, визначеного йодометрично**

Концентрація метабісульфіту натрію, %	Відновлювальна здатність щодо I <sub>2</sub> , мг-екв·дм <sup>-3</sup>	
	Форма аніоніту АВ-17-8	
	СГ	ОН
2	3274	3524
5	3898	3918
10	4902	4920

В усіх випадках відзначено високі значення відновлювальної здатності модифікованих аніонітів, які близькі до отриманих значень повної обмінної ємності по сульфит-аніонах.

Отже, сорбційна ємність не залежить від форми аніоніту, а визначається вихідною концентрацією метабісульфіту натрію. Йодометрично оцінено відновлювальну здатність аніоніту АВ-17-8 в залежності від його форми при модифікуванні метабісульфітом натрію.

**COMPARISON OF PENETRATION OF DIFFERENT KINDS OF POLLUTANTS IN  
VERTICAL SOIL PROFILE**

**O. V. Liuta, J. M. Gumnitsky**

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Every year a very large number of different pollutants are released into the environment. Pollutants that become airborne are dispersed over large areas by the wind, settle out, or fall into soils and waterways during precipitation. Pollutants that enter the reservoir are mixed with the water flow and distributed over large areas. At the same time, pollutants that enter the soil through various pathways can penetrate and spread through the vertical soil profile. The rate of dispersion can be influenced both by the properties of the substance itself and by the properties of the soil environment.

One of the most important properties that determines and regulates the process of penetration of all substances along the vertical profile of the soil is the adsorption capacity of the soil. This property of soil influences the processes of soil formation and establishment of soil fertility, as well as the retention of nutrients and pollutants in the arable soil layer.

The aim of this work was to investigate the influence of soil adsorption properties on the penetration rate of different substances through the vertical soil profile.

Substances that frequently enter the soil and lead to its pollution as well as to the pollution of aquifers, namely heavy metals and nitrates, were selected for the study.

To investigate the processes of heavy metal penetration into the soil environment, we conducted experimental studies on the accumulation and migration in the vertical soil profile of copper ions, the most common soil contaminant. Since the highest penetration rate of contaminants is found in sandy soils, a soil of this type was chosen for the study, which provides the conditions for vertical penetration of copper ions.

In the course of the experimental studies, it was found that copper ions penetrate deep into the soil quite rapidly. At the same time, copper has the ability to be adsorbed by the soil-adsorbing complex and retained in the soil pores. Moreover, the adsorption capacity of soil increases with increasing concentration of copper ions in the solution.

Thus, it was found that the effect of the adsorption capacity of the medium is greater in the range of higher concentrations of copper ions and decreases with decreasing concentration of the substance in the solution.

A major problem, on the other hand, is the widespread use of nitrogen fertilizers and the detection of nitrates in aquifers. It has been studied that the nitrate ion is not adsorbed by the soil adsorption complex and readily enters the soil, especially due to convective diffusion during precipitation.



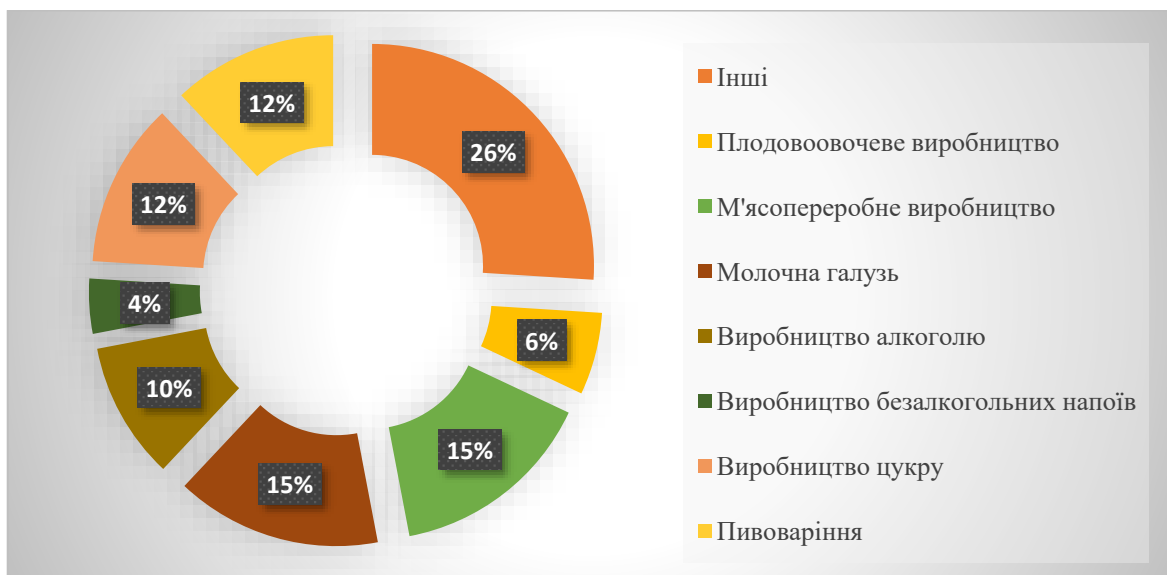
**МОНІТОРИНГ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ  
ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ У СПІВВІДНОШЕННІ ДО ЕКОЛОГІЧНИХ ТА  
ЕКОНОМІЧНИХ УМОВ УКРАЇНИ.**

**М. І. Гавришко, О. Р. Попович, Н. Ю. Вронська, Я. М. Захарко**

Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

В загальному обсязі промислової продукції України харчова переробна індустрія займає понад 20 відсотків. До неї входять м'ясна, молочна, рибна, а також харчосмакова промисловість, що об'єднує групу спеціалізованих підгалузей з виробництва продовольчих товарів переважно із сировини рослинного походження (цукрова, олійно-жирова, хлібопекарська, виноробна, спиртова, лікєро-горілчана, пиво безалкогольна, кондитерська, макаронна, плодоовочева, дріжджова, крохмале патокова, тютюнова та деякі інші виробництва).

Розвиток підприємств харчової промисловості та технологій, які застосовують на їх виробництвах, обумовлюють те, що галузь є однією з найбільших споживачів води, та водночас однією з найбільших забруднювачів водних об'єктів. Так, наприклад, на підприємствах м'ясної, молочної, цукрової галузей промисловості, а також при виробництві пива та алкогольних напоїв для отримання готової продукції витрачається в кілька разів більше води, ніж обробляється сировини (рис.1).



**Рисунок 1** – Найбільші споживачі водних ресурсів у харчовій промисловості

Найбільше споживання водних ресурсів у харчовій промисловості спостерігається в м'ясній, молочній, цукровій промисловостях, а також під час виробництва пива та алкогольних напоїв.

Характерною особливістю більшості підприємств є нестабільний склад стічних вод і значне коливання кількості забруднюючих речовин (насамперед, органічних, що характеризуються високими інтегрованими показниками забруднення – ХСК і БСК та завислих речовин) протягом доби.

Аналіз літературних даних і власні дослідження показали, що різноманітний склад висококонцентрованих стічних вод підприємств харчової промисловості обумовлює необхідність застосування різних технологічних схем очищення, які включають механічні, фізико-хімічні, хімічні і біологічні методи. Але традиційні методи не забезпечують достатній рівень очищення, що вимагає впровадження нових високоефективних технологій.

Також аналіз сучасних методів очищення стічних вод, прийнятних для виробництв харчової промисловості, показав, що у світовій практиці застосовують комбіновані методи, засновані на інноваційних технологіях та матеріалах. До таких відносяться методи, які засновані на природних процесах, наприклад, поєднання процесів хімічних AOPs (Advanced Oxidation Processes) і фотохімічних (photoFenton system) з біологічними. При цьому відбувається деструкція забруднюючих речовин, що важко розкладаються, з послідовним окисненням в біохімічних системах. Ефект зниження вмісту забруднюючих речовин за БСК, ХСК і амонійним азотом досягає 99%, ступінь знезараження води відповідає нормативам для скиду в водний об'єкт.

Аналіз вітчизняної та світової науково-технічної літератури і досвід власних досліджень у сфері очищення стічних вод показав, що немає єдиного універсального способу очищення складно-компонентних стічних вод, що утворюються на підприємствах харчової промисловості. Але за останні роки у світі розроблено багато нових, інноваційних високоефективних методів оброблення складних стічних вод. Ці методи і розроблені на їх підставі, технології дозволяють очистити та знезаразити стічні води до якості, що відповідає нормативам скидання в поверхневі водні об'єкти. Практично всі методи і технології, що застосовують, вимагають певних досить великих матеріальних і фінансових витрат.

На сьогодні, у сформованих в Україні економічних умовах, дуже складно застосовувати вартісні технології, тому для обрання найкращих доступних методів очищення стічних вод харчової промисловості, ми використовували наступні критерії: максимальна ефективність способу очищення в умовах специфіки виробництва, надійність роботи локальних очисних споруд у разі залпових скидів, безпечність технології відносно об'єктів навколишнього природного середовища, компактність очисних споруд, економія ресурсів та енергії, разом з мінімальним утворенням відходів.

**ПЕРСПЕКТИВИ ОЧИЩЕННЯ ФІЛЬТРАТІВ АЕРОБНО-РЕАГЕНТНИМ  
СПОСОБОМ НА ПРИКЛАДІ ЛЬВІВЩИНИ**

**Р. М. Гречаник<sup>1</sup>, М. С. Мальований<sup>2</sup>, В. М. Жук<sup>2</sup>,  
І. С. Тимчук<sup>2</sup>, Н. Ю. Вронська<sup>2</sup>, Б. В. Завойко<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Департамент екології та природних ресурсів ЛОДА

<sup>2</sup>Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

Станом на 2021 рік ситуація зі збиранням, переробкою та утилізацією відходів в цілому, зокрема твердих побутових відходів (ТПВ), залишається в Україні проблемною та такою, що потребує термінового вирішення. У 2019 році в Україні було утворено 441,5 млн. т відходів, що на 20,2% більше порівняно з 2018 р., при цьому 98,7% (435,6 млн. т) склали відходи, що утворились унаслідок економічної діяльності, у т.ч. 390,6 млн. т (88,5% від загальної кількості) – у добувній промисловості та при розробленні кар'єрів, а також 1,3% (5,9 млн. т) – у домогосподарствах.

Загальна кількість ТПВ, які були зібрані в Україні в 2019 р., становила згідно з офіційними даними 52,9 млн.м<sup>3</sup> або близько 10,4 млн. т., що відповідає питомому утворенню ТПВ 140 кг/(люд×рік). При цьому в Україні залишається характерною дуже мала частка перероблення та утилізації ТПВ: у 2019 р. на полігонах і звалищах було захоронено 49,7 млн.м<sup>3</sup> або 9,8 млн. т ТПВ, що становить близько 94,2% від кількості зібраних ТПВ.

За офіційною статистикою станом на 2020 р. в Україні налічувалося 6073 полігонів та звалищ ТПВ, з яких перевантаженими були 258 од., а такими, що не відповідають нормам безпеки – 905 од. У цілому на території України площа полігонів і звалищ ТПВ становила 8838 га, з них площа полігонів та звалищ, які не відповідають нормам безпеки – майже 1,7 тис.га.

Одним з найнебезпечніших наслідків від ненормативного захоронення ТПВ для довкілля є забруднення ґрунтів, а також поверхневих і підземних вод фільтраційними стоками (або фільтратами).

Найбільші об'єми фільтратів (порядку 100 тис. м<sup>3</sup> і більше) зібрані в ставках-накопичувачах на найбільших в Україні полігонах, зокрема, на Київському полігоні №5 та на Львівському полігоні ТПВ в с. В. Грибовичі Львівської обл.

На переважній більшості полігонів та звалищ ТПВ в Україні системи очищення фільтратів відсутні, на багатьох таких об'єктах немає навіть систем гідроізоляції та збору фільтрату, що робить проблему збору та очищення фільтратів особливо актуальною.

Метою досліджень було розробити технології попереднього очищення фільтратів полігонів та звалищ ТПВ, що дозволить направляти попередньо очищені фільтрати на доочищення на комунальні каналізаційні очисні споруди.

В результаті роботи було проведено лабораторні дослідження з визначення оптимальних умов реалізації етапів аеробного біохімічного очищення та реагентного очищення; розроблено технологію попереднього очищення фільтратів полігонів ТПВ і сміттєзвалищ.

**TREATMENT OF SOLID WASTE LANDFILL LEACHATES**

**L. Chelyadyn<sup>1</sup>, D. Krika<sup>1</sup>, V. Ribun<sup>2</sup>, I. Trasiuk<sup>3</sup>**

Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ivano-Frankivsk, Ukraine

<sup>2</sup>Chemical-analytical laboratory of the PJSC Ukrnafta, Kyiv, Ukraine

<sup>3</sup>Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Leachates of solid waste landfills contain harmful components, so they significantly cause soil and groundwater pollution around such landfills. Therefore, the purification of such leachates is very important for the environment and human health.

Purification of leachates is quite a difficult task because they contain many different impurities, which are dissolved in water. Each of the components requires specific extraction methods. However, the choice of purification method depends on both their composition and the requirements the requirements for treated water.

Reverse osmosis technology has become the most widely used for cleaning leachates from solid waste landfills collected by drainage systems. The technology allows to achieve a high degree of purification and the purified filtrate can be discharged into surface water, but the technology requires significant investment. Leachates purification by electropasma treatment is a promising technology, however due to technological difficulties, it has not been widely used in industry. Thermal treatment (evaporation and drying) of the leachates involves the evaporation of large amounts of water, which requires significant energy costs, and also partially causes air pollution. Sorbtion purification technologies of leachates from heavy metals using natural adsorbents are also known. A significant disadvantage of the anaerobic process of purification of leachates is the dependence on temperature and pH. The Institute of Colloid Chemistry and Water Chemistry has developed a way of landfill leachates purification by membrane method through galvanocoagulation combining with catalytic oxidation, which reduces the chemical oxygen consumption (COC) of the leachates by 81%. However, it is almost impossible to apply the method in Ukraine because of high cost of filters and different composition of leachates.

Table 1 shows the leachates characteristics of the solid waste landfill, which is located in the Kalush district, and the limit regulatory (LR) indicators of wastewater quality in Ukraine for discharging them into water resources.

Table 1

**Indicators of landfill filtrates and limit requirements (LR)**

Quality indicator- mg/dm <sup>3</sup>	Leachate	LR
Smell, points	3	2-3
Clearness, cm	5	10-20
pH	6,7	6,5-9
BOC, mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2179,0	325
Chlorides	3855,5	350
Iron (total)	96,8	2,5
Petroleum products	10,3	10
Suspended particles	450.0	380
COC, mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	6824	810

As can be seen from table 1, almost all indicators of the leachate, except for odor and clearness exceed the limit values. Exceedances of chemical oxygen consumption (COC) of leachate points to a high content of metals and organic compounds in the leachate.

**The aim** of the work is to clean the leachate of solid waste landfills by the method of physical electrochemical-sorption technology. The laboratory installation consists of a tank for a leachate, the electric device, the rectifier, a thin-layer settler, the filter and the collector of the cleared water. The electrical device has a cylindrical structure containing two electrodes - iron in the center and the other is the inner cylindrical surface of its housing. During the dissolution of the iron anode, iron hydroxides, which have adsorption activity against colloidal and suspended particles are formed.

At the final stage, the wastewater was treated by filtration through loading into two parallel filters, which are fraction of natural zeolite clinoptilolite and commercial sorbent "Skavpol". The results are given in the table 2.

Table 2

**The results of the leachate purification by electrochemical technology**

Before treatment		Parameters of treatment		After treatment		Purification degree $\alpha$ , %
Suspended particles, mg/dm <sup>3</sup>	COC <sub>1</sub> , mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	Voltage in the electrical device, V	Outlay, dm <sup>3</sup> /h	Suspended particles, mg/dm <sup>3</sup>	COC <sub>2</sub> , mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	
450	6824	10	5	292,5	4435,6	35%

The purification efficiency can be increased by introducing two- or three-stage purification of the leachate.

**Conclusions.** Studies have shown that the treatment of landfill leachate in cylindrical electrical devices increases the purification degree by 35%, and the usage of physical electrochemical-sorption technology can reduce pollution in the landfill leachate and its impact on water pollution increasing environmental safety in the region.

## **ВПЛИВ СТОКІВ АВТОДОРИГ НА ПОВЕРХНЕВІ І ҐРУНТОВІ ВОДИ В ЗОНАХ ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ГІРНИЧОДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

**О. Кофанов<sup>1</sup>, В. Погребенник<sup>2</sup>, О. Кофанова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені  
Горя Сікорського", м. Київ, Україна;

<sup>2</sup> Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна

Під час експлуатації автомобільного транспорту утворюється велика кількість шкідливих речовин, які згубно діють на рослинний і тваринний світ, на здоров'я людини тощо. Однак, окрім компонентів відпрацьованих і картерних газів двигунів внутрішнього згоряння, випаровувань паливно-мастильних матеріалів, пилового забруднення при зносі шин і/або дорожнього покриття, потрапляння нафтопродуктів у довкілля досить велику шкоду навколишньому середовищу і, зокрема, поверхневим і ґрунтовим водам завдають поверхневі стоки з автодоріг, які утворюються через випадання атмосферних опадів і змивання забруднювачів з дорожнього полотна.

Не зважаючи на те, що в країні існують жорсткі регламентовані правила з проектування автомобільних доріг і обмеження обсягів дорожніх стоків шляхом організованого відведення стічних вод через спеціальні споруди – дощоприймачі, розташовані вздовж бордюрного каменю, на сучасних придорожніх територіях спостерігається значний екологічний тиск з боку шкідливих домішок стічних вод. Проблема стокових забруднень значно загострюється в зонах впливу виробничої діяльності підприємств гірничодобувної промисловості через особливості хімічного складу і фізико-хімічних властивостей стоків з поверхні автодоріг на таких територіях.

Екологічний тиск на поверхневі і підземні води, ґрунти тощо з боку стоків з поверхні автодоріг відбувається від початку будівництва і триватиме упродовж усього терміну експлуатації дороги. Змивання атмосферних опадів (стоків) з автомобільної дороги призводить до значного накопичення шкідливих речовин на придорожніх територіях, надходження їх без попереднього очищення до водойм і підземних вод. Не менш важливими чинниками, які також впливають на ступінь забруднення поверхневого стоку є благоустрій придорожньої території, якість дорожнього покриття, інтенсивність руху автотранспортних засобів, наявність і щільність руху пішоходів. Суттєво на хімічний склад і фізико-хімічні характеристики стоків з поверхні автодоріг впливає пора року, а саме застосування протиожеледних засобів узимку та їх неконтрольоване потрапляння у поверхневі і ґрунтові води з опадами навесні.

Отже, **метою роботи** є кількісна та якісна оцінка складу і обсягів шкідливих домішок у стоках з автодорожніх шляхів у зонах впливу виробничої діяльності гірничодобувних підприємств, встановлення екологічного ризику від їх потрапляння у компоненти

навколишнього середовища.

Відомо, що найбільшу екологічну небезпеку в складі стічних (стокових) вод несуть нафтопродукти, до складу яких належать ароматичні і поліароматичні вуглеводні, кетони, альдегіди, а також дрібнодисперсні зважені частинки різної будови і природи, сполуки важких металів тощо. Отже, одним з головних завдань підвищення рівня екологічної безпеки прилеглих до автодоріг територій, у тому числі поверхневих і підземних вод, є забезпечення збору і відведення стокових вод з поверхні автомобільних шляхів і подальше їх очищення від шкідливих домішок.

Пилоутворення є однією з головних проблем експлуатації вантажної техніки гірничодобувних підприємств. Результати дослідження В. Г. Наливайка та К. В. Лосьєва показують, що маса пилу, який виноситься з поверхні автодороги влітку при транспортуванні сухої гірничої породи може сягати до декількох десятків тонн на місяць, що доволі сильно ускладнює дорожню ситуацію, особливо в темний період. Отже, розробка методів і способів подавлення пилоутворення є надзвичайно актуальним завданням і потребує досліджень, зокрема, в області впливу поверхнево-активних речовин на мінімізацію таких викидів.

На обсяги пилоутворення на автошляхах значною мірою впливають фізико-хімічні властивості гірської породи, фізико-механічні показники дорожнього полотна, тип і маса автотранспортного засобу, його технічний стан, швидкість руху, метеорологічні й погодні умови і навіть дорожня ситуація. Для досягнення мети пилоподавлення у багатьох попередніх дослідженнях застосовувались такі методи і реагенти, як зволоження, обробка лігносульфонатами і відходами нафтодобувної промисловості. На сьогодні вітчизняними і зарубіжними ученими розробляються нові стійкі препарати, які, по-перше, є нелеткими, а, по-друге, надають змогу досягти міцного й тривалого зв'язування пилових часток. Такою поверхнево-активною речовиною є препарат "Лексол" ("Лексол-5"), а також комплекс неіоногенних поверхнево-активних речовин, запропонований авторським колективом. Реагенти є гіроскопичними і легко зв'язують пилові частки у міцні комплекси. При цьому різко зменшується пилоутворення, викиди гірської породи під час руху самоскиду або іншого вантажного автомобіля.

Таким чином, у роботі встановлено пріоритетні токсиканти зливових вод (стоків) з дорожнього полотна; досліджено залежність їх складу і фізико-хімічних властивостей від розташування і особливостей впливу виробничої діяльності підприємств гірничодобувної промисловості, запропоновано методологію оцінки екологічного тиску з боку основних екоотоксикантів стічних (стокових) вод автодоріг за різних пір року, метеорологічних умов, а також за наявності і відсутності їх очищення.

**WATER PURIFICATION, SEWAGE TREATMENT  
AND TREATMENT, SLUDGE PROCESSING**

**A. V. Davydova, L. O. Mitiuk**

National Technical University of Ukraine

«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, Ukraine

As a result of the activity of industrial enterprises of various industries, large volumes of untreated effluents are discharged into the soil or reservoirs. This has a negative impact on the condition of water bodies, many of which are sources of drinking water for residents of cities and towns.

If you do not carry out high-quality wastewater treatment of industrial enterprises, the polluted environment leads to a number of problems:

Sewage from dairy or meat processing plants contains organic contaminants, helminth eggs and pathogenic microflora. Upon contact with drinking water, organic matter of animal origin can cause outbreaks of infectious diseases in humans.

Untreated wastewater from industrial enterprises affects the color, odor and taste of water, disrupts the acid-base balance of the environment. Petroleum products, vegetable and animal fats when entering rivers and lakes form a film on the surfaces of reservoirs, which prevents the enrichment of water with oxygen. All this degrades the quality of water and makes it unfit for drinking and domestic use.

Together with untreated wastewater from industrial enterprises of the textile, chemical or metalworking industries, toxic substances harmful to the health of fish, animals and humans enter the reservoirs.

Contaminated wastewater from industrial enterprises significantly reduces drinking water volumes. Fish is raised in such an environment, crops are watered with contaminated water, and animals are watered. All of these are foods that negatively affect human health.

The solution to the problem is wastewater treatment of industrial enterprises. Purification of water from unwanted impurities is very important and in general to monitor water quality is extremely necessary nowadays. Unfortunately, water used in everyday life, regardless of its source, in most cases does not meet sanitary standards and requires prior purification.

As for domestic water purification, there are several methods that are working, namely:

- boiling is the simplest (Boiling kills viruses and bacteria, evaporates chlorine and other low-temperature gaseous substances. But this increases the concentration of salts, which are deposited in the form of scale and then enter the human body. Tap water is usually subjected to chlorination, and



## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

when it is boiled, organic chlorine is formed, which can provoke the development of cancer. Therefore, it is not the most effective method);

- settling (During settling, volatile compounds evaporate from the vessel, and mechanical particles and salts settle to the bottom. At the same time, the method does not allow to remove pathogens.);

- water purification with the use of filters.

Industrial wastewater treatment is a key component of every enterprise that cares about environmental safety and production efficiency. Properly organized water purification is the key to environmental use and allows re-use in technological processes, reducing the consumption of clean water.

Since clean water is a very valuable resource, it is much more rational for any enterprise to reuse purified water.

Depending on the composition of the effluent, physico-chemical, mechanical or biological treatment methods are used, which not only allow the reuse of water, but also to obtain valuable substances or energy sources from the effluent (heat, electricity, biogas).

Mechanical treatment methods are used to treat wastewater from solid and oily contaminants. Physico-mechanical methods of wastewater and water treatment are based on flotation, membrane treatment methods, azotropic distillation.

After mechanical, chemical and physico-chemical methods of treatment in wastewater can be a variety of viruses and bacteria.

Therefore, in order to prevent the disease, wastewater is subject to biological treatment before reuse for domestic use.

Depending on the microorganisms involved in the destruction of organic matter, there are aerobic (oxidative) and anaerobic (regenerative) biological wastewater treatment. After wastewater treatment, organic sludge is formed, which after the stabilization process can be used as fertilizer.

However, the use of wastewater is possible only after passing through the quality criteria set by DSTU 2730: 2015 "Environmental protection. Quality of natural water for irrigation. Agronomic criteria ". With regard to the use of sewage sludge, must meet the requirements of DSTU 7369: 2013 and have a positive conclusion of the state sanitary-epidemiological examination.

Sewage sludge, which has passed the necessary technological stages of treatment, can be used as an alternative fuel in accordance with the Law of Ukraine "On Alternative Energy Sources".

**REMOVAL OF IBUPROFEN FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING B-CYCLODEXTRIN MODIFIED ZEOLITE**

**M. Białoszewska, L. Bandura, Sz. Malinowski, W. Franus**

Department of Geotechnical Engineering, Lublin University of Technology, Lublin, Poland

m.bialoszewska@pollub.pl

Currently, pharmaceuticals are used on a large scale. They are only partially metabolized by human and animal organisms. The remaining part is excreted from the body and then goes to the wastewater. Conventional wastewater treatment plants cannot completely remove biologically active compounds. As a consequence, pharmaceuticals go to the water systems, where they are constantly present at low concentrations of ng/L to µg/L. Thus, effective and economic methods for capturing pharmaceuticals from water and wastewater are intensively sought. Among several methods recommended for pharmaceuticals removal, adsorption techniques are highly suitable because of its low cost and simplicity.

The aim of this study is to investigate the removal of ibuprofen from aqueous solution using zeolite from fly ash of Na-X type modified with β-cyclodextrin. The zeolite Na-X was obtained on a prototype installation for obtaining zeolites from fly ash. Then, it was subjected to surface modification using β-cyclodextrin according to the procedure described by Mallard et al. [1]. Obtained material NaX-CD was characterized with the use of X-ray diffraction (XRD), Fourier transform infrared spectroscopy (FT-IR), scanning electron microscopy (SEM), and nitrogen adsorption/desorption isotherm. The influence of adsorbent dose, contact time, and initial concentration on the efficiency of ibuprofen adsorption process was studied. The highest adsorption capacity (32.8 mg/g) was obtained for adsorbent dose 0.5 g/L which is twice as high as sorption capacity of activated carbon from pinewood reported by Nourmoradi et al. [2]. Ibuprofen adsorption kinetics on NaX-CD followed the pseudo-second order model. The maximum adsorbent saturation was reached after 15 minutes. The adsorption process of ibuprofen follows the Langmuir isotherm model ( $R^2 = 0.985$ ), which indicates monolayer adsorption with the formation of host-guest inclusion complexes with β-cyclodextrin cups. The studies have shown that the modified zeolite material NaX-CD can be used as an efficient adsorbent for ibuprofen removal.

#### Acknowledgments

The „Fly ash as the precursors of functionalized materials for applications in environmental engineering, civil engineering and agriculture” no. POIR.04.04.00-00-14E6/18-00 project is carried out within the TEAM-NET programme of the Foundation for Polish Science co-financed by the European Union under the European Regional Development Fund.

References

- [1] I. Mallard, L. W. Städe, S. Ruellan, P. A. L. Jacobsen, K. L. Larsen, and S. Fourmentin, “Synthesis, characterization and sorption capacities toward organic pollutants of new  $\beta$ -cyclodextrin modified zeolite derivatives,” *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.*, vol. 482, pp. 50–57, Oct. 2015, doi: 10.1016/j.colsurfa.2015.04.014.
- [2] H. Nourmoradi, K. F. Moghadam, A. Jafari, and B. Kamarehie, “Removal of acetaminophen and ibuprofen from aqueous solutions by activated carbon derived from *Quercus Brantii* (Oak) acorn as a low-cost biosorbent,” *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 6, no. 6, pp. 6807–6815, Dec. 2018, doi: 10.1016/j.jece.2018.10.047.

**REVIEW OF COMMONLY USED SORPTION MATERIALS FOR THE RECOVERY OF METAL IONS CONTAINED IN WASTEWATER**

**D. Bożejewicz**

Faculty of Chemical Technology and Engineering, UTP University of Science and Technology,  
Bydgoszcz, Poland, Daria.Bozejewicz@utp.edu.pl

The metals contained in surface and groundwater come mainly from industrial wastewater. Nowadays, various techniques and processes are used to treat polluted water to remove contaminants from it, including metal ions. Processes such as extraction, ion exchange, precipitation, and sorption are commonly used, which unfortunately do not completely remove the metal ions contained in industrial wastewater. Therefore, in recent years there has been an interest in searching for effective compounds enabling high recovery of metal ions from aqueous solutions.

Among the methods mentioned the sorption is one of the most popular and effective methods of wastewater treatment. It is a simple, efficient, and economical method. The popularity of this method is due to the availability of various sorption materials, from synthetic to natural. The main advantage of using the separation properties of various sorption materials is the decrease of amounts of metal ions, including heavy metal ions in the natural environment.

This paper presents commonly used sorbents for the recovery of metal ions from aqueous solutions. Among others, the sorption properties of various adsorbents and the influence of environmental factors on sorption are discussed. Moreover, kinetic analyzes that allow estimating the sorption rate depending on its mechanism were presented.

## **HYDRODYNAMIKA PRZEPŁYWU DWUFAZOWEGO GAZ-CIECZ**

**K. Czernek, P. Okoń**

Politechnika Opolska, Wydział Mechaniczny,  
Katedra Inżynierii Procesowej i Środowiska, Opole, Polska

Przepływy dwufazowe gaz-ciecz są wykorzystywane w wielu gałęziach przemysłu m.in. w metalurgii, petrochemii czy energetyce. Ze względu na szerokie wykorzystanie mieszanin dwufazowych w aparatach i urządzeniach, bardzo istotne jest poznanie hydrodynamiki przepływu takich układów. Najważniejszymi parametrami określającymi przepływ dwufazowy są: opory przepływu, udział objętościowy jednej z faz oraz struktury przepływającej mieszaniny.

W pracy dokonano oceny możliwości wykorzystania układu optoelektronicznego do pomiaru wielkości opisujących hydrodynamikę filmu cieczy przy dwufazowym przepływie cieczy bardzo lepkiej i gazu. Podano metodykę prowadzenia pomiarów oraz ich wyniki. Identyfikację parametrów przepływu pierścieniowego prowadzono przy zmiennej lepkości oleju oraz w szerokim zakresie zmian wartości prędkości pozornych obu faz. Pozwalało to na identyfikację warunków przepływu w zakresie zróżnicowanego charakteru przepływu fazy gazowej, przy laminarnym przepływie warstewkowym cieczy.

Wyznaczenie strat ciśnienia jest bardzo ważne podczas projektowania aparatury przemysłowej jak i podczas eksploatacji urządzeń, jednak ze względu na złożony charakter przepływu dokładne opisanie ich jest bardzo trudne. Z tego względu wielu autorów prowadzi badania dotyczące określenia oporów przepływu mieszanin dwufazowych, jak również przedstawia modele matematyczne umożliwiające wyznaczenie wartości strat ciśnienia podczas przepływu.

Określenie oporów przepływu jest zawiłym zagadnieniem dlatego w literaturze występują modele opisujące straty ciśnienia oparte na modelu homogenicznym, gdzie mieszanina traktowana jest jako płyn jednofazowy o zastępczych parametrach fizykochemicznych. Drugą grupę stanowią metody oparte na modelu rozdzielonym gdzie opory przepływu mieszaniny wyznaczone są poprzez obliczenie oporów tarcia jednej z faz. Najbardziej znaną metodą opierającą się na modelu rozdzielonym jest metoda Lockharta–Martinnelliego, gdzie opór przepływu mieszaniny dwufazowej wyznaczany jest za pomocą straty ciśnienia poszczególnej fazy, która przepływa samodzielnie pełnym przekrojem kanału przy wykorzystaniu mnożnika  $\phi^2$ . W pierwotnej wersji metody Lockharta–Martinnelliego mnożnik  $\phi^2$  jest wyznaczany przy wykorzystaniu interpretacji graficznej, jednak na przestrzeni lat zostało przedstawionych wiele modeli opierających się na tej metodzie uwzględniające poprawki proponowane przez autorów. W literaturze tematycznej przedmiotu można odnaleźć szereg metod zaproponowanych przez różnych badaczy, które powstały na podstawie

dokonanych badań i które są słuszne w zakresie, w którym te badania przeprowadzono. Zróżnicowanie tych metod uniemożliwia ich bezpośrednie porównanie i weryfikację stosowalności.

Wykorzystano własny zbiór danych doświadczalnych, które umożliwiły porównanie i ocenę stosowalności metod wyznaczania oporów przepływu mieszaniny proponowanych przez poszczególnych autorów. Analiza literaturowa pozwoliła na wyodrębnienie 6 metod obliczania strat ciśnienia podczas przepływu mieszaniny dwufazowej, m.in. Kima i Mudawary, Chisholma, Kaminaga, Mishima i Hibiki, Lee i Lee oraz Sun i Mishima. Część z nich opiera się na matematycznym modelu zaproponowanym przez Lockharta–Martinnelliego, a inne stanowią grupę modeli zaproponowanych przez badaczy w oparciu o wyniki badań własnych. Dokładność poszczególnych metod oraz ich przydatność podczas wyznaczania oporów przepływu charakteryzują wartości statystyczne obejmujące wyznaczenie średniej wartości błędu względnego  $\delta R_g$  oraz jego średniej wartości bezwzględnej  $|\delta R_g|$ .

W pracy dokonano oceny wpływu wybranych parametrów na kształtowanie się wyników obliczeń (rozkładu punktów) w układzie  $(\Delta P_a/\Delta L)_{obl} - (\Delta P/\Delta L)_{zm}$ . Zauważono, że metoda Kima i Mudawary charakteryzuje się największą dokładnością. Obliczenia strat ciśnienia przy przepływie dwufazowym gaz-ciecz, wykonane z wykorzystaniem tej metody pokazują, że ponad 60% punktów mieści się w przedziale  $\pm 30\%$  błędu bezwzględnego. Metoda ta odznacza się wysoką dokładnością z uwagi na uwzględnienie w modelu matematycznym ją opisującym, właściwości fizykochemicznych przepływającej mieszaniny, jak i charakteru przepływu poszczególnych faz.

Otrzymane wyniki badań posłużyły również do opracowania klasyfikacji występujących form przepływu oraz zależności korelacyjnych charakteryzujących dynamikę pierścieniowego dwufazowego przepływu gazu i cieczy bardzo lepkiej, w tym lokalnej grubości filmu oraz natury jego zafalowania. Stwierdzono, że forma filmu cieczy w przepływie dwufazowym powietrze-olej może być bardzo zróżnicowana. Wielkość i charakter powstających fal o różnej amplitudzie i częstotliwości uzależniona jest głównie od strumienia i lepkości cieczy, ale też od prędkości fazy gazowej. Stwierdzono wyraźny wpływ lepkości na lokalną i średnią grubość warstewki cieczy.

Zastosowana metodyka pomiaru i identyfikacji parametrów filmu cieczy w przepływie dwufazowym gaz-ciecz lepka może być z powodzeniem wykorzystana także do oceny powierzchni międzyfazowej, co ma istotne znaczenie dla realizacji wielu operacji jednostkowych związanych z wykorzystaniem rurowych aparatów warstewkowych w procesach wymiany ciepła lub masy.

**MODEL OF THE C&RT TREE FOR THE ASSESSMENT OF THE TECHNICAL  
VARIANT OF THE WATER DISTRIBUTION SYSTEM**

**J. Dawidowicz<sup>1</sup>, I. Bartkowska<sup>1</sup>, J. Kazimierowicz<sup>1</sup>,  
A. Czapczuk<sup>2</sup>, M. Walery<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Bialystok University of Technology, Bialystok, Poland, j.dawidowicz@pb.edu.pl

<sup>2</sup>F.B.I. Tasbud, Warsaw, Poland, andrzej.czapczuk@fbitasbud.pl

Introduction

Computer simulation programs have been widely used for many years in modeling water distribution systems. Currently, efforts are being made to create computer programs that will be characterized by creative work. They will assist the designer in making decisions regarding technical solutions. One of the tools that allows you to introduce an element of artificial intelligence into computational programs are C&RT classification and regression tree models.

Preparation of a training dataset for induction of a C&RT tree

The use of the C&RT tree model requires the preparation of a set of training examples. Using information about 8 water supply systems, hydraulic calculations of distribution systems were carried out for correct conditions and various technical solutions. Part of the hydraulic calculations were intentionally performed for incorrect water distribution systems, so that the C&RT tree generating system would have a representation of the above conditions in the training set.

The training examples refer to individual nodes of water distribution systems and are characterized by the following input variables to the C&RT model:

- $x_1$  – pressure head at the water supply node,
- $x_2$  – length of the shortest distance in a network from the supply node to a selected water distribution system node,
- $x_3$  – difference of land levels between the supply node and a selected node,
- $x_4$  – largest difference in land levels along the shortest distance between the supply node and a selected node,
- $x_5$  – sum of pressure losses along the shortest distance between the supply node and a selected water distribution system node,
- $x_6$  – highest pressure head along the shortest distance between the supply node and a selected water distribution system node,
- $x_7$  – weighted average of absolute roughness  $k$  of pipelines along the route between the supply node and a selected system node,
- $x_8$  – pressure head at a selected system node.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

All training examples containing the values of the above-mentioned input variables are described with a label informing about its belonging to a specific class, which is the output variable of the model. Five classes were defined to describe technical problems in the water distribution system and one related to the correct system layout. Therefore, the C&RT tree should lead to the selection of the appropriate class based on the input variables describing the water distribution system. The classes characterizing the technical condition of the water distribution system are defined as follows:

- pressure head at a given water distribution node above the maximum value resulted from too high a pressure head at the water supply node (label PHA – Pressure Head Above),
- pressure head at a given node below the required value resulted from too low a pressure head water at the supply node (label PHB - Pressure Head Below),
- recommended pipe diameter correction in order to reduce pressure losses between the water supply node and a given water distribution system node (label RDC - Recommended Diameter Correction),
- recommended installation of a network pumping station in a given node and separation behind a given node of a separated pressure zone (label NPS – Network Pumping Station),
- recommended installation of a pressure reducer at a given node and separation after a given node of a separated pressure zone (label PRD – Pressure Reducer),
- proper pressure head and hydraulic grade line between the water supply node and a selected water distribution system node (label PHGL – Proper Hydraulic Grade Line).

The creation of a set of training examples required the development of a numerical procedure that allowed to automatically calculate the values of the input variables of the training examples of the C&RT model describing the technical variant of the water distribution system based on the results of hydraulic calculations. A set of 8,427 teaching examples was obtained representing all the classes described above.

### Generating a C&RT tree

On the basis of the prepared set of teaching examples, the C&RT tree was induced using the Statistica program. The obtained C&RT tree consists of logical conditions (decision rules) allowing to classify the technical solution of the water distribution system into one of the defined classes. The obtained C&RT tree allows to evaluate the technical variant of the water distribution system at the design stage. C&R tree decision rules can be used in expert systems that work with traditional hydraulic calculation programs for water networks.

**THE POSSIBILITY USE OF STATIC MAGNETIC FIELD FOR ANAEROBIC  
DIGESTION OF MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE**

**M. Dębowski, M. Zieliński**

University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Olsztyn, Poland

marcin.debowski@uwm.edu.pl

**Introduction**

The operation of sewage treatment plants directly necessitates optimal sludge management. The municipal sewage sludge (MSS) generated during wastewater treatment must be converted, then properly neutralized and/or managed. Although MSS management techniques and methods are clearly being continuously explored, a universal, economically-viable technology for its effective neutralization has yet to be developed. With increasing MSS quantities and their quality rarely meeting environmental requirements, this ongoing problem is becoming increasingly difficult to solve. The dynamically growing number of new wastewater treatment plants has a direct impact on the increasing amount of sewage sludge, while stringent standards related to sludge management make it necessary to use complex technologies to limit their impact on the environment.

Anaerobic stabilization through anaerobic digestion (AD) is one technologically-sound and environmentally-friendly method of processing MSS. Well-implemented AD can reduce susceptibility to putrefaction, improve sanitary conditions, reduce MSS volume, and produce high yields of CH<sub>4</sub>-rich biogas. These results are often further bolstered through MSS pretreatment and shredding, i.e., processes that disrupt the sludge's structure by separating flocs, destroying microbial cells, releasing organic substances and extracellular polymers into the dilute phase, etc. As such, there is a legitimate need to seek alternative, prospective, and competitive methods for neutralizing MSS. Few reports can only be found on the use of the static magnetic field (SMF) to improve the anaerobic digestion of MSS.

The aim of the study was to determine the effect of a low range SMF on the course and efficiency of anaerobic digestion (AD) of MSS, as well as on the qualitative composition and yields of the resultant biogas.

**Methodology**

Experiments were carried out in anaerobic reactors with an active volume of 4.0 dm<sup>3</sup> and operating in the complete mixing mode ensured by four-plate vertical stirrers rotating at 45 RPM. The initial concentration of anaerobic sludge was approximately 4.0 gTS/dm<sup>3</sup> (2.69 kgVS/dm<sup>3</sup>). AD was conducted at 35 °C at the chamber loading level of 2.0 kgVS/dm<sup>3</sup>·d, with an HRT of 20 days. Anaerobic reactors were equipped with a circulating pump, which ensures more intense mixing and fed the AS/MSS mixture into the area exposed to SMF. Depending on the desirable SMF exposure



time, the pump's performance ranged from 8.0 to 48.0 dm<sup>3</sup>/h. In all variants, concurrent tests were performed for a control reactor with similar hydraulic (pumping efficiency) conditions but no magnetic fluid actuators (MFAs). It was found that the operation regime of the circulating pump had no effect on the process or the products of AD.

#### Results and conclusions

The experiment examined the effect of 17.6 mT SMF on MSS anaerobic stabilization efficiency during AD. It was found that SMF had a significant impact on CH<sub>4</sub> production efficiency, as well as on  $\eta_{\text{FMSS}}$  and  $\eta_{\text{VS}}$ , and the structure of the anaerobic bacteria consortium. However, the use of SMF did not affect cumulative biogas production.

The highest methane production ( $431 \pm 22 \text{ dm}^3_{\text{CH}_4}/\text{kgVS}$ ) and the highest methane content in the biogas ( $66.1\% \pm 1.9\%$ ) was found in the variant with an SMF exposure time of 144 min/day. The highest values were also found in this variant with regard to  $\eta_{\text{FMSS}}$   $73.8\% \pm 2.3\%$  and  $\eta_{\text{VS}}$   $36.9\% \pm 1.6\%$ . The proportion of Archaea (ARC915) in the anaerobic microbial communities rose to  $29\% \pm 13\%$ .

Extended AS retention times in the SMF area significantly decreased CH<sub>4</sub> yields,  $\eta_{\text{FMSS}}$  and  $\eta_{\text{VS}}$ , and methanogenic bacteria population. The lowest process performance was noted for SMF exposure time of 432 min/day. This variant produced only  $54.8\% \pm 1.9\%$  CH<sub>4</sub> in the biogas, due to a significant reduction in Archaea (ARC915) and Methanosaeta (MX825) biomass in the anaerobic microbial communities—to  $20\% \pm 11\%$  and  $6\% \pm 2\%$ , respectively, i.e., to the lowest levels produced throughout the experiment.

The experiment showed a strong correlation between the SMF exposure time and most of the AD performance indicators.

**UJĘCIE WODY PRZEMYSŁOWEJ Z WYROBISK LIKWIDOWANEJ KOPALNI RUD  
CYNKU I OŁOWIU**

**K. d'Obyrn, E. Szalińska**

AGH Akademia Górniczo – Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie,

Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Polska, dobyrn@agh.edu.pl

Wraz z likwidacją kopalni rud cynku i ołowiu „Olkusz-Pomorzany” na skutek wyczerpania złoża przewidywana jest likwidacja istniejących układów odwadniania kopalni, przy jednoczesnym zabezpieczeniu dostawy wody do istniejących zakładów przeróbki rud cynku i ołowiu. W związku z tym niezbędne jest wykonanie ujęcia wody, którego lokalizacja w stosunku do istniejącej infrastruktury układu dostawy wody do huty i zakładu przeróbki mechanicznej ZGH „Bolesław” S.A. oraz wydajność zapewnią utrzymanie ciągłości procesów produkcyjnych.

W trakcie eksploatacji złoża rud cynku i ołowiu konieczne było odwadnianie wyrobisk z powodu dopływu wody w ilości około 200 m<sup>3</sup>/min. Wody z odwadniania kopalni były zrzucane do dwóch rzek, a część wód w ilości około 20 m<sup>3</sup>/min była wykorzystywana w procesach wzbogacania rudy i w hucie cynku i ołowiu. Po zaprzestaniu odwadniania i wyłączeniu pompowni nastąpi zalanie wyrobisk i górotworu oraz systematyczne wypełnianie leja depresji. Tempo odbudowy zwierciadła wód podziemnych uzależnione jest przede wszystkim od zasilania z opadów atmosferycznych. Huta oraz zakład flotacji przerabiający stare hałdy na rudę będą funkcjonowały jeszcze co najmniej kilkanaście lat. Zaopatrzenie w wodę ma im zapewnić budowa trzech studni do zalanych wyrobisk kopalni. Wydajność nowego ujęcia określono na maksimum 60 m<sup>3</sup>/min, ale zapotrzebowanie na wodę będzie zdecydowanie mniejsze z uwagi na zamykanie obiegów wody w zakładach i zmiany technologiczne. Po zalaniu wyrobisk kopalni spodziewane jest pogorszenie jakości wód podziemnych z uwagi na rozpuszczanie produktów utleniania siarczków metali w złożu (*Acid Mine Drainage*) ale nie stanowi to przeszkody w wykorzystaniu tych wód do celów przemysłowych. Wykorzystanie wód z zalewanych wyrobisk kopalni przyczyni się również do poprawy jakości wód podziemnych.

## **RADON W WODACH PITNYCH**

**A. Dolhańczuk-Śródka, D. Janecki**

Uniwersytet Opolski, Instytut Inżynierii Środowiska i Biotechnologii,  
Opole, Polska, agna@uni.opole.pl

W przyrodzie najczęściej spotykanym izotopem radonu jest radon-222. Jego krótkożyciowe produkty rozpadu odpowiadają za niemal połowę dawki promieniowania jonizującego otrzymywaną przez mieszkańców Polski od źródeł naturalnych.

W 2019 r. w Polsce narażenie od źródeł naturalnych stanowiło 63,5% całkowitej dawki skutecznej i wyniosło ok. 2,45 mSv/rok, przy czym statystyczny mieszkaniec Polski otrzymał dawkę od radonu i produktów jego rozpadu wynoszącą ok. 1,20 mSv/rok (Raport PAA, 2020).

Rn-222 jest bezbarwnym i bezwonnym gazem szlachetnym występującym naturalnie w przyrodzie jako produkt rozpadu długożyciowego Ra-226. Charakteryzuje się okresem połowicznego rozpadu ok. 3,8 dnia. W wyniku kolejnych rozpadów z atomu Rn-222 powstają następujące radionuklidy: Po-218 ( $T_{1/2}=3,11$  min), Pb-214 ( $T_{1/2}=26,9$  min), Bi-214 ( $T_{1/2}=19,9$  min), Po-214 ( $T_{1/2}=1,64 \cdot 10^{-4}$  s). Radon nie wpływa bezpośrednio na nasz organizm. Natomiast krótkożyciowe pochodne rozpadu radonu łączą się z aerozolami w powietrzu i podczas oddychania dostają się do układu oddechowego gdzie mogą stać się przyczyną zmian nowotworowych (Denton et. al, 2013).

Radon w powietrzu atmosferycznym pochodzi głównie ze skorupy ziemskiej. Jako gaz szlachetny łatwo migruje, np. przez środowisko gleby, dostając się do atmosfery. Średnie stężenie radonu w przyziemnej warstwie powietrza na terenie Polski zależy od warunków atmosferycznych i pory roku i waha się od 5 do 20 Bqm<sup>-3</sup> (Podstawczyńska, 2010). Znajdujący się w powietrzu glebowym podłoża budynku Rn-222 przenika do wnętrza budynku względnie szybko, w zależności od konstrukcji budynku i może osiągnąć wysokie aktywności > 100 Bqm<sup>-3</sup>. Radon dostaje się wraz z powietrzem zasysanym z gruntu przez szczeliny w fundamentach, mury budynku, studzienki kanalizacyjne, nieszczelności wokół rur kanalizacyjnych, z materiałów budowlanych itd.

Z uwagi, że Rn-222 stosunkowo łatwo przenika do powietrza przy powierzchni gruntu to szacowanie zagrożenia radonowego związanego z tym zjawiskiem jest istotnym składnikiem oceny bezpieczeństwa środowiska człowieka.

Radon obecny jest we wszystkich zbiornikach wodnych. Wody głębinowe zawierają go znacznie więcej niż wody powierzchniowe.

Woda przeznaczona do spożycia przez ludzi powinna spełniać określone standardy jakościowe, m.in. w zakresie zawartości substancji promieniotwórczych, określone zarówno przez wytyczne

Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) (WHO, 2017) jak i Dyrektywy Unii Europejskiej (Council Directive 2013/51/EURATOM, 2013).

W październiku 2013 roku, Komisja Europejska uchwaliła Dyrektywę 2013/51/Euratom określającą wymogi dotyczące ochrony zdrowia ludności w odniesieniu do substancji promieniotwórczych występujących w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, w której określono, tzw. wartości parametryczne dla stężeń aktywności radonu i trytu na poziomie  $10\text{Bqdm}^{-3}$ . Zgodnie z zaleceniami tej dyrektywy, dawka orientacyjna spowodowana obecnością radionuklidów w wodach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie powinna przekraczać wartości  $0,1\text{ mSv}$  w ciągu roku.

Obliczona średnia roczna dawka efektywna spowodowana obecnością radionuklidów Rn-222, Ra-226, K-40 w wodach spożywanych z badanego obszaru województwa opolskiego jest niewielka i wynosi  $\sim 10\text{ }\mu\text{Sv}$ . Natomiast dawki wynikające z narażenia na wdychanie radonu wydostającego się z wody w pomieszczeniach są o jeden rząd wielkości wyższe od tych wynikających ze spożycia wody.

Literatura:

Council Directive 2013/51/EURATOM, 2013. Council Directive 2013/51/EURATOM of 22 October 2013 laying down requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption. Official Journal of the European Union. L 296/12.

Denton G. N. W, Namazi S.: *Indoor Radon Levels and Lung Cancer Incidence on Guam.*, Procedia Environmental Sciences, 2013, 18, 157-166;

Podstawczyńska A., Kozak K., Pawlak W., Mazur J.: *Seasonal and diurnal variation of outdoor radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) concentrations in urban and rural area with reference to meteorological conditions.* Nukleonika, 2010, 55(4), 543–547.

Raport Roczny, Działalność Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki oraz ocena stanu bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej w Polsce w 2019 rok, PAA, Warszawa 2020.

WHO, 2017. Guidelines for Drinking–Water Quality. Radiological aspects. World Health Organization. Geneva.

## **MIESZANIE NIEUSTALONE UKŁADÓW DWUFAZOWYCH GAZ-CIECZ**

**S. Frankiewicz, S. Woziwodzki**

Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań, Polska  
szymon.woziwodzki@put.poznan.pl

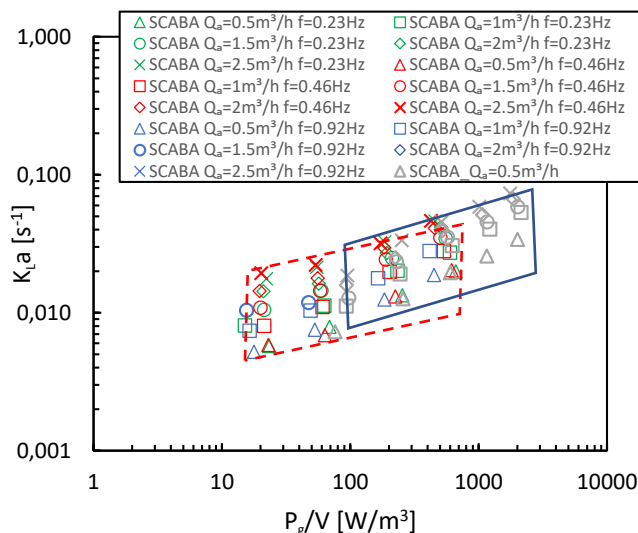
W obecnych czasach zagadnienia ochrony środowiska stają się coraz istotniejsze. Polityka Unii Europejskiej i w tym polskiego rządu zakłada odejście od wytwarzania energii elektrycznej z węgla i większym skoncentrowaniu się na odnawialnych źródłach energii oraz technologiach nisko lub zero emisyjnych. Również rozwój technologii sprzyja zminimalizowaniu odpadów oraz stosowaniu obiegów zamkniętych.

Przetwarzanie i unieszkodliwianie ciekłych produktów przeprowadzane jest min. poprzez ich natlenianie lub napowietrzanie. Proces przeprowadza się zazwyczaj w dużych zbiornikach zaopatrzonych w specjalne układy dysz napowietrzających zamontowanych na dnie lub aeratorów znajdujących się przy powierzchni swobodnej cieczy [1]. Napowietrzanie prowadzi się również w mniejszych zbiornikach zaopatrzonych w obracające się mieszadła i barbotery znajdujące się poniżej mieszadła (mieszanie gaz-ciecz). W tym przypadku celem mieszadła jest wytworzenie odpowiedniej wielkości pęcherza gazu (im mniejsza średnica pęcherza gazowego tym większa powierzchnia wymiany masy). Mieszanie zwykle prowadzone jest w mieszalnikach zaopatrzonych w pojedyncze mieszadło oraz przegrody. Wybór odpowiedniego mieszadła jest szczególnie istotne ponieważ może ograniczyć tworzenie się kawern za łopatkami mieszadła [2] co powoduje zmniejszenie ilości rozpraszanej energii i tym samym ograniczenie wymiany masy. Z tego względu preferowane są mieszadła z łopatkami wklęsłymi np. CD-6, BT-6 lub Scaba 6SRGT.

W celu zwiększania efektywności wymiany masy stosuje się również mieszanie nieustalone. Polega ono na stosowaniu zmiennej w czasie częstości obrotów mieszadła. Taki typ mieszania sprzyja zwiększeniu stopnia zatrzymania gazu i tym samym wymiany masy [3–5].

Przeprowadzone badania mieszania nieustalonego miały na cel określenie wpływu kształtu łopatki na mieszanie nieustalone układów gaz-ciecz.

Badania przeprowadzono w mieszalniku bez przegród o średnicy  $D=0.29\text{m}$  i wysokości słupa cieczy  $H=D$ . Mieszalnik zaopatrzone w mieszadło z wklęsłymi łopatkami CD-6, BT-6, Scaba 6SRGT. Średnica mieszadła wynosiła  $d=0.1\text{m}$  a jego zawieszenie wynosiło  $h=d$ . Do mieszalnika wypełnionego wodą destylowaną doprowadzano powietrze poprzez zamontowany na dnie dyspergator. Średnica dyspergatora wynosiła  $d_d=0.085\text{m}$ . Badania przeprowadzono w zakresie mieszania burzliwego dla wydatku gazu  $Q_a$  wynoszącego od  $0.5\text{m}^3/\text{h}$  do  $2.5\text{m}^3/\text{h}$ .



**Rysunek 1** – Zależność objętościowego współczynnika wnikania masy  $k_{La}$  od jednostkowej mocy mieszania  $P_g/V$

Na rysunku 1 przedstawiono przykładowe wyniki zależności objętościowego współczynnika wnikania masy od jednostkowej mocy mieszania. Przeprowadzona analiza wykazała, że dla mieszadła SCABA 6SRGT uzyskuje się największe wartości  $k_{La}$  w porównaniu do mieszadeł BT-6 oraz CD-6. Badania wykazały, że dla mieszania nieustalonego otrzymuje się wyższe wartości  $k_{La}$  w porównaniu do mieszania ustalonego przy wartościach mocy jednostkowej poniżej 700W/m<sup>3</sup>. Przy wyższych wartościach mocy jednostkowej wyższe wartości  $k_{La}$  otrzymuje się dla mieszania ustalonego. Wykazano również, że wpływ częstotliwości (dla  $f < 0.23; 0.92 >$  Hz) oscylacji jest niewielki.

#### PODZIĘKOWANIE

*Praca została sfinansowana przez Ministerstwo Edukacji i Nauki.*

#### LITERATURA

- [1] Warych J. Aparatura chemiczna i procesowa. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej; 2004.
- [2] Paul EL, Atiemo-Obeng V, Kresta SM. Handbook of Industrial Mixing: Science and Practice. Hoboken: John Wiley & Sons; 2004.
- [3] Yoshida M, Yamagiwa K, Ohkawa A, Tezur S. Gas-liquid mass transfer in an unbaffled vessel agitated by unsteadily forward-reverse rotating multiple impellers. In: El-Amin M, editor. Mass Transfer in Multiphase Systems and its Applications, InTech; 2011.
- [4] Yoshida M, Akiho M, Nonaka H, Yamagiwa K, Ohkawa A, Tezura S. Mixing and mass transfer characteristics of an unbaffled aerated agitation vessel with unsteadily forward-reverse rotating multiple impellers. Latin American Applied Research 2005;35:37–42.
- [5] Yoshida M, Kitamura A, Yamagiwa K, Ohkawa A. Gas hold-up and volumetric oxygen transfer coefficient in an aerated agitated vessel without baffles having forward-reverse rotating impellers. Canadian Journal of Chemical Engineering 1996;74:31–9.

## **ZBIÓR OTWORÓW SUFOZYJNYCH POWSTAJĄCYCH PO AWARII WODOCIĄGU JAKO STRUKTURA O CECHACH FRAKTALNYCH**

**M. Iwanek**

Lublin University of Technology, Lublin, Poland, m.iwanek@pollub.pl

Po awarii podziemnego wodociągu polegającej na wystąpieniu nieszczelności woda często wypływa na powierzchnię terenu wypłukując grunt w różnych miejscach, tworząc tzw. otwory sufozyjne. Jest to zjawisko niebezpieczne zwłaszcza na terenach zurbanizowanych, gdzie stanowi zagrożenie dla bezpieczeństwa ludzi, zwłaszcza użytkowników dróg, jak i stabilności obiektów infrastruktury. Dodatkowym zagrożeniem jest fakt, że niekontrolowane wypływy wody z przewodów wodociągowych, należące do głównych przyczyn sufozji w miastach, występują we wszystkich sieciach wodociągowych na świecie i są trudne do przewidzenia.

Zbiór zbudowany z otworów sufozyjnych tworzy pewną figurę geometryczną, którą trudno jest opisać wykorzystując klasyczne pojęcia geometrii euklidesowej, co jest charakterystyczne dla większości struktur występujących w naturze. Celem niniejszego artykułu była analiza budowy i cech zbioru otworów sufozyjnych powstających po awarii podziemnego wodociągu, w aspekcie geometrii fraktalnej.

Do prawidłowej oceny fraktalnego charakteru zbioru otworów sufozyjnych konieczne było:

1. przeanalizowanie literatury pod kątem rodzajów i właściwości fraktali,
2. przeprowadzenie badań eksperymentalnych polegających na fizycznej symulacji awarii wodociągu w warunkach laboratoryjnych w skali 1:10 oraz w warunkach terenowych (rzeczywistych) w skali 1:1 – tworzenie zbiorów otworów sufozyjnych,
3. sprawdzenie, czy zbiory otworów sufozyjnych powstałe podczas badań eksperymentalnych posiadają właściwości charakterystyczne dla fraktali.

Przeprowadzenie analizy procesu powstawania zbioru otworów sufozyjnych, określenie znaczenia losowego rozkładu punktów odpowiadających otworom oraz sprawdzenie, czy zbiór można uznać za samopodobny, doprowadziły do wniosku, że struktura geometryczna utworzona przez zbiór otworów sufozyjnych powstałych po fizycznej symulacji awarii wodociągu spełnia warunki stawiane fraktalom. Przede wszystkim cechuje się charakterystycznym dla fraktali samopodobieństwem. Poza tym ma nietrywialną strukturę, powstaje w oparciu o rekursywną procedurę budowy, nie daje się opisać za pomocą pojęć klasycznej geometrii oraz wymaga wykorzystania zależności rekurencyjnych w opisie analitycznym. Ponieważ dobudowywanie kolejnych elementów zbioru ma charakter losowy, proces konstrukcji nie jest prowadzony nieskończenie długo, a samopodobieństwo jest przybliżone, można uznać, że analizowana struktura ma cechy fraktali probabilistycznych.

**METHODS FOR REMOVING ARSENIC AND MERCURY FROM WASTEWATER -  
ADVANTAGES AND LIMITATIONS**

**M. A. Kaczorowska**

Faculty of Chemical Technology and Engineering, UTP University  
of Science and Technology, Bydgoszcz, Poland, Malgorzata.Kaczorowska@utp.edu.pl

Arsenic and mercury are heavy metals considered to be one of the most dangerous environmental pollutants. The chemical compounds of arsenic and mercury present in water, soil, air or the biosphere may also adversely affect human health because they are toxic and carcinogenic. They are usually non-biodegradable, which means, that if they are introduced into the environment they may pose a threat for a long time. Moreover, they can relatively easily migrate from one segment of the environment to another, e.g. due to their good solubility in water, they can be absorbed by plants (transfer from the aquatic environment/soli to the biosphere).

The main source of heavy metals in the environment is industry (e.g. related to the extraction and processing of crude oil and copper ores, agriculture, chemical industry), the development of which is closely related to the generation of significant amounts of waste and wastewater. Proper waste management and treatment of industrial wastewater play a key role in reducing environmental emissions of heavy metals, including arsenic and mercury. Currently, various methods are used to remove toxic metal ions from wastewater. The most frequently used methods are based on the application of processes: physicochemical (e.g. membrane processes, chemical precipitation, ion exchange, adsorption), electrochemical (e.g. electrocoagulation, electroflotation) and advanced oxidation (e.g. photocatalysis). Biological methods (e.g. based on the utilization of microalgae, bacteria, fungi), which are usually less expensive and more environmentally friendly, are also increasingly used.

In this article the currently used methods of removing arsenic and mercury ions from wastewater, as well as their advantages and disadvantages (e.g. processes efficiency, their impact on the environment, and costs associated with their implementation) are discussed. Particular attention was given to biological processes that are alternatives to conventional methods.



**STRATY SPOŁECZNE POWODZIOWE JAKO ELEMENT  
WYZNACZANIA RYZYKA POWODZI**

**A. Kalfas-Fima, J. Królikowska**

Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki  
agnieszka.kalfas-fima@pk.edu.pl, jadwiga.krolikowska@wis.pk.edu.pl

Skutki zmian klimatycznych dla naszej planety to nie odległa przyszłość, to teraźniejszość. Przez ostatnie kilkadziesiąt lat klimat zmienia się tak szybko jak nigdy w historii planety. Tempo stężenia dwutlenku węgla w atmosferze jest bezprecedensowe w historii. Od początku epoki przemysłowej jego ilość w atmosferze z niecałe 0,03% wzrosło do 0,04% i rośnie coraz szybciej. Nienaturalnie wzrasta ilość gazów cieplarnianych, a równocześnie każdego roku znika z planet las wielkości średniego europejskiego państwa, zatruwane są oceany czyli niszczone jest naturalny planetarny mechanizm pochłaniający CO<sub>2</sub>, regulujący jego poziom.

Najbardziej oczywistym efektem są rekordowe temperatury. Im wyższa temperatura powietrza tym wyższa temperatura wody, silniejsze huragany, większe parowanie z oceanów, a tym samym więcej wody w atmosferze, co oznacza gwałtowne opady, opady powodziowe, burze, sztormy, osunięcia wzgórz.

Obecnie zapoczątkowane przez ludzi procesy zmiany klimatu mogą drastycznie zapoczątkować zmianę klimatu całej planety. Już teraz pogarszają one jakość życia mieszkańców regionów, przynoszą straty gospodarce i tworzą bariery dla dalszego rozwoju społeczno-gospodarczego. Zmiany klimatyczne stanowią coraz większe zagrożenie dla ekosystemów, a ekstremalne warunki pogodowe stanowią zagrożenie dla naszego bezpieczeństwa i życia. Człowiek jest ich przyczyną i człowiek powinien to naprawić.

Niewątpliwie wśród klęsk, jakie wystąpiły w Polsce na przełomie XX i XXI w., wymienia się powódzie z lat 1997 i 2010 r niosące ze sobą ogromne zniszczenia. Kulminacja fali wezbraniowej na Wiśle w 2010 r. była największa od 160 lat, czyli od daty rozpoczęcia pomiarów. Podczas powodzi w 2010 r. trzeba było ewakuować 30 tys. osób. Pod wodą znalazło się ponad 550 tys. ha użytków, a straty oszacowano na prawie 12 mld złotych.



**Fot. 1.** – Dębica zalana wodami Wisłoki – 2010 rok. Fot. Arch. Wody Polskie

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

Jak czytamy w raporcie Europejskiej Agencji Środowiska, do 2050 roku szkody materialne i związane z tym koszty na naszym kontynencie mogą się zwiększyć aż 5-krotnie. Od 1980 roku odnotowano 3,5 tysiąca powodzi, z czego w samym 2010 roku było ich 321 w 27 europejskich krajach.

Należy tu podkreślić, że Polska w zakresie opadów generujących powódź będzie o ok. 1-25% bardziej narażona w stosunku do XX w. W ostatnich latach gwałtowne burze niosące nawalne opady deszczu (ponad 30-100 mm wody na metr kwadratowy) nierzadko występują dwa, trzy razy w miesiącu.



**Fot. 2.** – Witowice Dolne, droga krajowa 75 Nowy Sącz - Kraków  
(Fot. Marek Podmokły) (08.2021)



**Fot. 3.** – Podtopienia w Krakowie (Fot. Jakub Porzycki / Agencja Gazeta) (08.2021)



**Fot. 4** – Zalane drogi w Nowym Sączu/Małopolska 112 (Małopolska 112/FB) (07.2021)

21 czerwca 2020 ze względu na burze strażacy interweniowali w całym kraju 1192 razy; bez prądu pozostawało 6159 odbiorców - poinformował wiceszef Rządowego Centrum Bezpieczeństwa Grzegorz Świszcz.



**Fot. 5** – Łapanów pod wodą / PAP / Darek Delmanowicz (06.2020)



**Fot. 6** – Powódź w Elblągu – wrzesień 2017, galeria zdjęć:

<https://info.elblag.pl/galeria,5510,1,80,Powodz-w-Elblagu.html>, fot. Ryszard Biel

Spektrum oddziaływania powodzi jest bardzo szerokie. Szkody powodziowe odnoszą się do oddziaływania powodzi na:

- ludzi, ich zdrowie i mienie,
- infrastrukturę komunalną (systemy zaopatrzenia w wodę, usuwania ścieków, systemy komunikacyjne, systemy energetycznego itp.),
- dziedzictwo kulturowe,
- systemy ekologiczne,
- produkcję przemysłową,
- konkurencyjność dotkniętych powodzią podmiotów gospodarczych.

W zależności od sposobu uwzględniania szkody te dzielą się na:

- materialne – wyrażane w jednostkach monetarnych,
- niematerialne – wyrażane w jednostkach naturalnych, np. liczba ofiar śmiertelnych lub liczba m<sup>2</sup> ekosystemu podtopionego ściekami

Wielkość szkód powodziowych spowodowanych powodzią zależy od wrażliwości dotkniętych nią systemów. W artykule szczegółowej charakterystyce poddane zostaną, jak już podano na wstępie, trzy rodzaje systemów: społeczne, ekonomiczne i ekologiczne.

## **INFLUENCE OF THE LOW-TEMPERATURE PRETREATMENT ON THE EFFICIENCY OF DAIRY WASTEWATER SLUDGE DIGESTION**

**J. Kazimierowicz, I. Bartkowska, M. Walery, J. Dawidowicz**

Bialystok University of Technology, Bialystok, Poland, j.kazimierowicz@pb.edu.pl

### Introduction

A technologically viable and environment-friendly technology recommended for dairy sewage sludge treatment has been offered by methane fermentation (MF). Its proper course leads to suppressed susceptibility to rotting, partial hygienization, reduced volume of the sludge, and also to high-methane biogas recovery. These effects can be intensified by sludge pre-conditioning and disintegration. Disintegration methods for sewage sludge pre-treatment before MF represent dynamically developing technologies. They result in the damage of the sludge's structure, including flock fragmentation, microbial cell damage, and release of organic matter and extracellular polymers to the dissolved phase. Various studies have reported on the use of different disintegration methods, including: high-pressure methods; mechanical methods; ultrasound energy; microwaves; biological methods; chemical methods, like alkalization, acidification, ozonation, and oxidation technique; as well as thermal methods, like heat treatment and freezing–defrosting. The combined disintegration methods, called the hybrid approach, are employed as well.

Scarce information has been devoted in the worldwide literature to the feasibility of the low-temperature conditioning of excess dairy sewage sludge (DSS) using solidified carbon dioxide (LTC-SCDO). Considering DSS characteristics and structure as well as available literature data, the use of the LTC-SCDO technology can offer both a technologically and energetically viable alternative to other methods. Given the above, this study aimed to determine the effect of the low-temperature conditioning of dairy sewage sludge (DSS) using solidified carbon dioxide (SCDO) on the effectiveness of its methane fermentation (MF).

### Methodology

The research works were carried out in six variants differing in the SCDO/DSS ratio: variant 1—control, variant 2—0.1, variant 3—0.2, variant 4—0.3, variant 5—0.4, and variant 6—0.5. Experiments were performed in a laboratory scale in batch-fed reactors with a total volume of 500 cm<sup>3</sup>, equipped with magnetic stirrers and a temperature controlling and stabilizing system. The reactors were fed with a single dose of 200 cm<sup>3</sup> of DSS with a temperature of 20°C, and then with a respective amount of pelleted SCDO (with pellet diameter of 3.0 ± 1.0 mm). The mixture was stirred in the reactors at 50 rpm for 20 min. Afterward the samples were left for complete SCDO sublimation. When they had reached a temperature of 20°C, they were subjected to MF. The MF analyses were carried out in WTW respirometers (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten, Weilheim in

Oberbayern, Deutschland) with 500 cm<sup>3</sup> volume, connected with a system recording changes in the partial pressure caused by biogas production. The volume of entered inoculum was 200 cm<sup>3</sup> and then assumed amounts of substrate were added. The initial OLR was 5.0 g o.d.m.·dm<sup>-3</sup>. Respirometers were placed in a temperature-controlled cabinet with hysteresis ±0.5°C. Measurements were conducted at 42°C. Pressure of the produced biogas was recorded every 24 h. Methane fermentation was conducted until the difference between the three consecutive daily measurements of the partial pressure was not greater than 1.0%.

Results and conclusions The present study demonstrated a proportional increase in COD concentration in the supernatant along with an increasing SCDO dose at the SCDO/DSS volumetric ratios between 0.1 and 0.3. Increasing SCDO dose above 0.3 had no significant effect on a COD concentration increase in the dissolved phase. The highest COD values, fitting in a narrow range from 490.6 ± 12.9 to 510.5 ± 28.5 mg·dm<sup>-3</sup>, were determined at SCDO/DSS ranging from 0.3 to 0.5. The LTC-SCDO caused the N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration to increase from 155.2 ± 10.2 to 185.9 ± 11.1 mg·dm<sup>-3</sup> and the P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> concentration to increase from 198.5 ± 23.1 to 300.6 ± 35.9 mg·dm<sup>-3</sup> in the dissolved phase.

The highest unitary amount of biogas, reaching 630.2 ± 45.5 cm<sup>3</sup>·g o.d.m.<sup>-1</sup>, was produced in the variant with SCDO/DSS ratio of 0.3. Methane content of the produced biogas was at 68.7 ± 1.5%. Increasing SCDO dose had no significant effect on changes in biogas and methane production. The efficiency of biogas production from unconditioned DSS was lower by 43.0 ± 3.2%. A very strong positive correlation was observed between COD, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> concentrations in the dissolved phase and the amount of biogas produced at SCDO/DSS ranging from 0 to 0.3. The higher SCDO doses tested had no significant effect on the final technological effects of the conditioning process in terms of both concentrations of the monitored indicators in the dissolved phase and biogas production.

The implemented optimization procedures proved that the biogas and methane production efficiency can be estimated based on COD and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentrations in the dissolved phase and SCDO/DSS volumetric ratio.

The energetic analysis demonstrated that the LTC-SCDO is an energetically viable technology. The highest efficiency of net energy production reached 32.3 ± 1.5 Wh/dm<sup>3</sup><sub>DSS</sub>. The amount of energy produced using the above technology was over 13% higher than in the variant with unconditioned DSS.

**ANALIZA RYZYKA KUMULACJI METALI CIĘŻKICH W GLEBIE Z OSADÓW  
ŚCIEKOWYCH Z WYBRANYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW**

**R. Kowalik<sup>1</sup>, J. Gawdzik<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Politechnika Świętokrzyska, Kielce, Polska, rkowalik@tu.kielce.pl

<sup>2</sup>Politechnika Świętokrzyska, Kielce, Polska

**Streszczenie:** Osady ściekowe z oczyszczalni ścieków mają istotne właściwości glebotwórcze i nawozowe. Nie zawsze jednak mogą być one wykorzystywane do tego celu. Jedną z głównych przyczyn dla których nie można wykorzystać osadów na cele przyrodnicze, jest zawartość w nich metali ciężkich. Analizie zostały poddane osady pochodzące z trzech różnych oczyszczalni ścieków znajdujących się na terenie województwa Świętokrzyskiego. Badania specjacji metali ciężkich w osadach przeprowadzono metodą ekstrakcji sekwencyjnej BCR. Obliczono wskaźnik geokumulacji (Igeo), wskaźnik potencjalnego ryzyka ekologicznego (PERI), kod oceny ryzyka (RAC). Następnie wartości wskaźników porównano z mobilnością metali ciężkich, która stanowiła największe ryzyko skażenia gleby. Wykazano, że wysoki poziom wskaźników potencjalnego zagrożenia i geokumulacji nie musi dyskwalifikować zastosowania osadów ściekowych, pod warunkiem, że metale ciężkie występują we frakcjach stabilnych.

## **OCENA WIELKOŚCI STRAT WODY W RZECZYWISTEJ SIECI WODOCIĄGOWEJ**

**D. Kowalski, B. Kowalska, P. Suchorab**

Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Lublin, Polska, d,kowalski@pollub.pl

Racjonalne gospodarowanie zasobami wodnymi, w tym przede wszystkim wodą przeznaczoną do spożycia, stanowi kluczowy element zarządzania systemami wodociągowymi. Wzrastający wraz z postępującymi zmianami klimatycznymi stres wodny powoduje konieczność ograniczania strat wody w tych systemach. Istnieje szereg metod ograniczania tych strat, jednak zawsze początkiem działań jest ocena ich wielkości. Prawidłowe określenie strat wody nie jest jednak zadaniem łatwym. Najczęściej porównywana jest w tym celu ilość wody sprzedanej w stosunku do wtłoczonej do całej sieci lub danej strefy. W praktyce funkcjonowania przedsiębiorstw wodociągowych wykorzystywane są w tym celu różnego typu metody wskaźnikowe, w tym metoda Lamberta, zalecana przez International Water Association. Dokładność oceny jest jednak uzależniona od istniejącego w danym systemie wodociągowym monitoringu. Ważna jest tutaj zarówno liczba urządzeń pomiarowych, jak również częstotliwość i jednoczesność ich odczytywania. Odczyty wodomierzy realizowane z częstotliwością raz na kilka miesięcy, w dodatku z przesunięciem czasowym w poszczególnych rejonach miast, nie pozwalają na wykorzystanie uzyskiwanych danych do bieżącego zarządzania pracą sieci wodociągowych. Do osiągnięcia tego celu konieczne jest wykorzystanie odpowiedniej infrastruktury oraz wdrożenie niezbędnych procedur. Celem artykułu jest prezentacja tego typu działań, wdrożonych w rzeczywistym przedsiębiorstwie wodociągowym.

Prezentowany w artykule system monitoringu strat wody wdrożono w 30-tysięcznym mieście położonym w rejonie górzystym. Przewody sieci dystrybucyjnej mają długość ok. 260 km (bez przyłączy) i wykonane są z różnych materiałów. Ok. 33% stanowią przewody żeliwne, o czasie eksploatacji ponad 40 lat. Ze względu na znaczne różnice wysokościowe poszczególnych rejonów miasta, przekraczające 150 m, sieć wodociągową podzielono na 24 strefy ciśnienia. Zainstalowano 7 zbiorników sieciowych oraz 15 pompowni strefowych. Pomimo wdrożonego podziału na strefy, w niektórych miejscach sieci wysokość ciśnienia przekracza 120 mH<sub>2</sub>O. Wysokie ciśnienie panujące w sieci, wiek i stan techniczny przewodów powodują, że straty wody w sieci przekraczają 35%.

Wdrożony w mieście system monitoringu obejmuje aktualnie zdalny, stacjonarny odczyt wodomierzy oraz 54 przepływomierze sieciowe. Odczyty wodomierzy realizowane są raz na dobę, z możliwością zwiększenia tej częstotliwości do 5 minut. Zainstalowane przepływomierze odczytywane są z częstotliwością co 3 sekundy. Wszystkie zebrane dane trafiają za pomocą systemu SCADA do bazy danych typu GIS. Dzięki odpowiedniej identyfikacji wszystkich urządzeń



pomiarowych oraz ich przypisaniu do konkretnych lokalizacji możliwe stało się wdrożenie systemu bilansowania wody wtłoczonej do sieci i pobranej przez odbiorców.

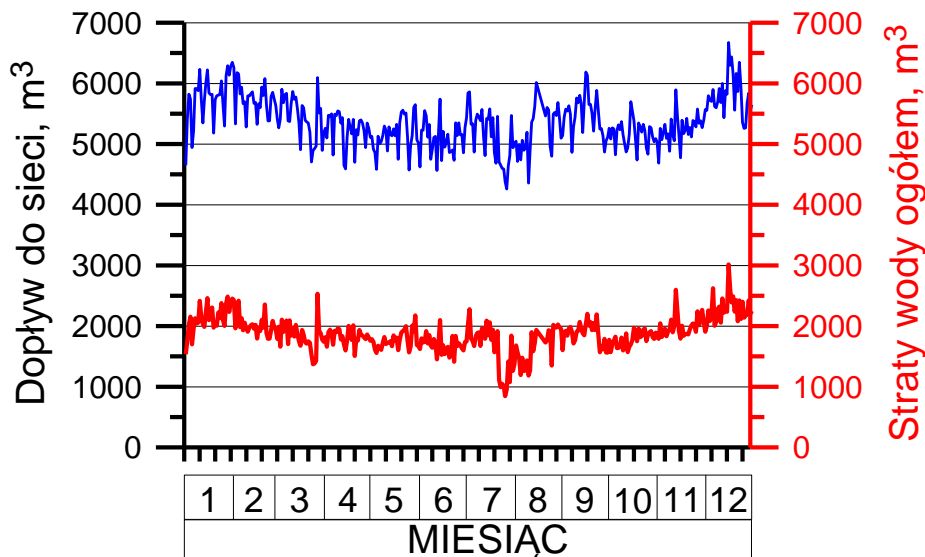
Bilansowanie, łatwe w przypadku stref typu DMA (District Meter Area) okazało się znacznie bardziej złożone dla stref o charakterze tranzytowym. W analizowanym systemie wodociągowym wykorzystano do tego celu następujące wzory:

$$\text{dla stref typu DMA} \quad Q_L = Q_{IN} - Q_T - Q_{WM} \quad (1)$$

$$\text{dla stref tranzytowych} \quad Q_L = Q_{IN} - Q_T - Q_{TRAN} - Q_{WM} \quad (2)$$

gdzie:  $Q_L$  - objętość wody traconej,  $Q_{IN}$  - objętość wody wtłoczonej,  $Q_T$  - objętość wody zużywanej na cele technologiczne,  $Q_{WM}$  - objętość wody zarejestrowana przez wodomierze odbiorców,  $Q_{TRAN}$  - objętość wody przesyłanej do innych stref.

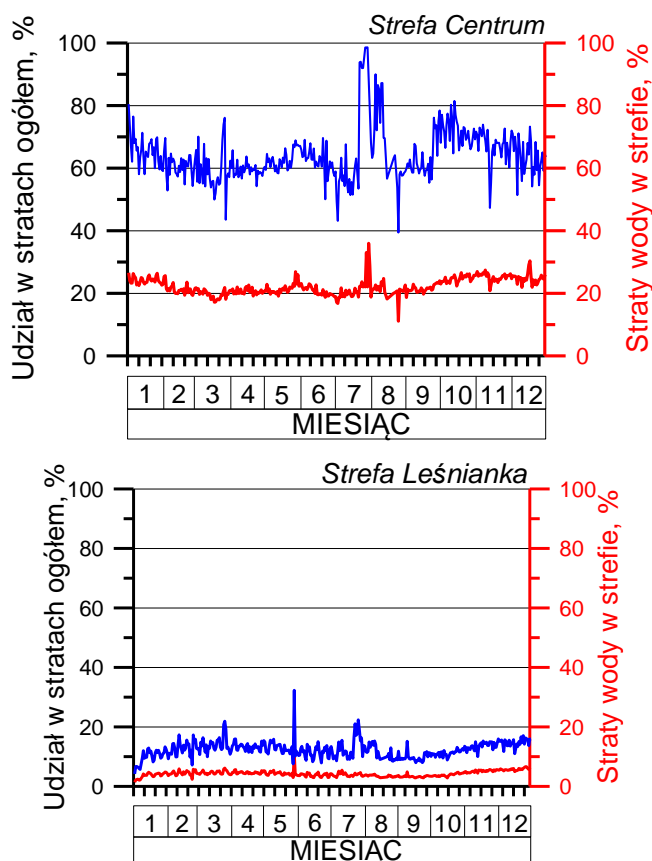
Powstałe narzędzie może dokonywać oceny wielkości strat wody z częstotliwością zależną od częstotliwości odczytu wodomierzy. Na rysunku 1 przedstawiono wykres ilości wody tłoczonej do sieci oraz oszacowanej ilości wody traconej, dla każdego dnia 2020 roku.



**Rysunek 1** – Wykres ilość wody wtłoczonej i traconej w całym systemie wodociągowym, w 2020 r.

Wykorzystanie opisanego powyżej narzędzia pozwoliło na identyfikację strat wody w poszczególnych strefach. Na rysunku 2 przedstawiono wykres strat wody dla stref o największych udziałach w stratach całego systemu. Strefa Centrum, obejmująca ok. 19% długości przewodów odpowiada za 70 – 80% całości strat w systemie. Strefa Lesznianka, obejmująca ok. 9% wszystkich przewodów odpowiada za 10-22% strat.





**Rysunek 2** – Wykres dobowych strat wody w dwóch strefach o największych udziałach strat całego systemu w 2020 r. Dolna linia (czerwona) straty wody w strefie, linia górna (niebieska) udział wody traconej w strefie w stosunku do strat wody w całym systemie

Wdrożone w analizowanym systemie wodociągowym narzędzie umożliwiło dokonywanie oceny strat wody w całym systemie, jak również w jego poszczególnych strefach. Osiągnięto niedostępny wcześniej próg dobowych szacunków wielkości strat, przez co udało się powiązać ich wielkość z warunkami meteorologicznymi (temperaturą otoczenia). Dokonano rankingu funkcjonujących stref wodociągowych pod względem ich wpływu na wielkość strat w analizowanym systemie. Pozwoliło to na określenie priorytetów w usuwaniu awarii wodociągowych oraz kolejności planowych remontów. Zwiększenie częstotliwości odczytów do poziomu raz na 5-10 minut umożliwi generowanie przez system informatyczny alarmów, w sytuacjach, kiedy wielkość strat wody w danej strefie przekroczy założony próg bezpieczeństwa. Wymaga to jednak przeprowadzenia prac analitycznych, na bazie których próg ten zostanie oszacowany. Dodatkowym problemem do rozwiązania jest czas pracy baterii zainstalowanych w wodomierzach – im częściej realizowane są odczyty tym czas ten jest krótszy.

**THE ANALYSIS OF THE SEPARATION PROCESS FOR  
THE WATER-CRUDE OIL SYSTEM**

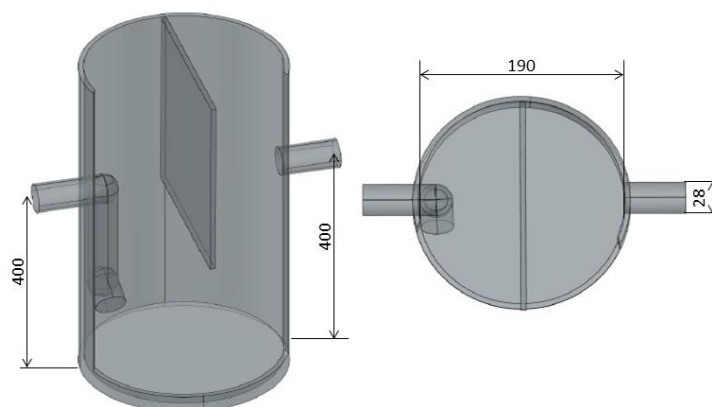
**A. Krupińska, M. Ochowiak, M. Markowska, S. Włodarczak, M. Matuszak**

Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań, Polska

andzelika.krupinska@put.poznan.pl

Substancje ropopochodne to związki organiczne, które pochodzą z obszaru wykorzystania i przerobu ropy naftowej. Należą do nich paliwa, rozpuszczalniki, żywice, wazeliny, parafiny, czy też mieszaniny naftenowych węglowodorów aromatycznych. Zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi uważane są za jedno z najpoważniejszych źródeł zagrożeń środowiskowych [1]. Z uwagi na właściwości tych związków (lipofilowość, słabą rozpuszczalność w wodzie, brak polarności) wykazują one zdolność do tworzenia cienkiego filmu na powierzchni zbiorników wodnych. Są substancjami silnie toksycznymi i kancerogennymi, a ich predyspozycja do łatwego transportu do środowiska skutkuje pośrednim i bezpośrednim zagrożeniem dla zdrowia i życia człowieka [2]. Zagadnienia związane z oczyszczaniem wód opadowych, w których również związki te można znaleźć, są problemem niezwykle trudnym i wciąż aktualnym.

Jedną z metod mechanicznego oczyszczania wód opadowych jest separacja w aparatach zwanych osadnikami. Pod względem konstrukcyjnym wyróżnić można odstojniki poziome, pionowe, odśrodkowe, kontaktowe z zawieszonym osadem, typu Dorra, czy wykorzystujące ruch wirowy. W niniejszej pracy analizowano proces separacji układu woda-substancje ropopochodne prowadzonego z wykorzystaniem osadnika wirowego z przegrodą wzdłużną (rys. 1).

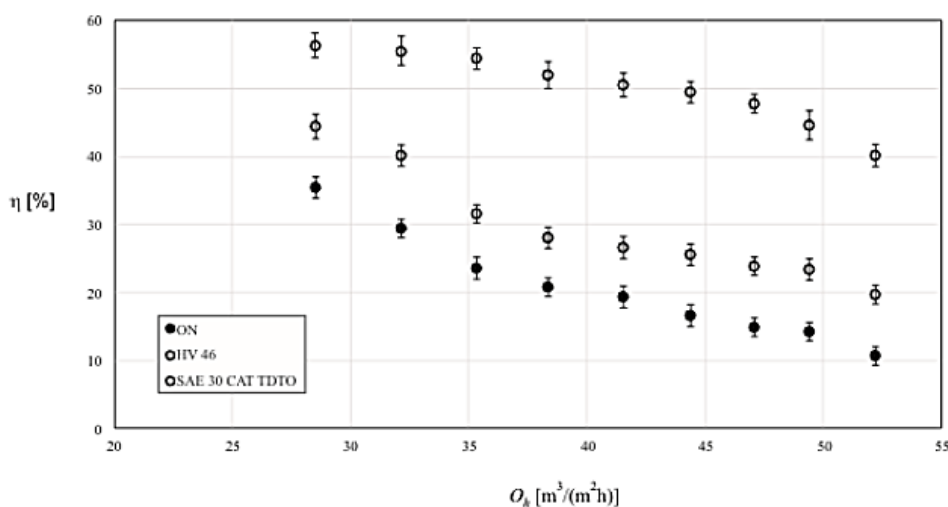


**Rysunek 1** – Testowana konstrukcja.

Badania rozpoczynano od napełniania aparatu wodą i zmierzenia poziomu wody w separatorze w danych warunkach przepływowych. Następnie doprowadzano frakcję olejową (stężenie 4250mg/l; dokładność  $\pm 5\%$ ). Woda i lekka ciecz były mieszane i kierowane do separatora.

Pobieranie próbek rozpoczynano po okresie rozruchu, równoważnym z czterokrotną wymianą objętości wody w separatorze. W celu określenia stężenia pozostałości cieczy lekkiej w wodzie wykonano analizę wody w strumieniu wylotowym. Próbki ścieków pobierano za pomocą umieszczonego za przewodem odpływowym naczynia zbierającego. Badaniom poddano olej napędowy (ON) o gęstości  $\rho_o = 820 \text{ kg/m}^3$  i lepkości  $\mu_o = 4,9 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ , olej hydrauliczny HV 46 ( $\rho_o = 870 \text{ kg/m}^3$ ,  $\mu_o = 117,9 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ ) oraz olej przekładniowy SAE 30 CAT TDTO ( $\rho_o = 910 \text{ kg/m}^3$ ,  $\mu_o = 301,1 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ ).

Analiza wykazała, że lepkość fazy olejowej wpływa na sprawność separacji. Wraz ze wzrostem lepkości fazy rozproszonej rośnie stopień separacji faz ciekłych. Na rysunku 2 przedstawiono zależność uzyskanej sprawności w funkcji obciążenia hydraulicznego.



**Rysunek 2** – Zależność sprawności od obciążenia hydraulicznego - testowane 3 substancje.

Przebieg procesu separacji oleju przekładniowego SEA 3 CAT TDTO o najwyższej z badanych olejów lepkości, skutkuje uzyskaniem najwyższych wśród badanych sprawności separacji i charakteryzował się największą stabilnością.

### PODZIĘKOWANIE

*Praca została sfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.*

### LITERATURA

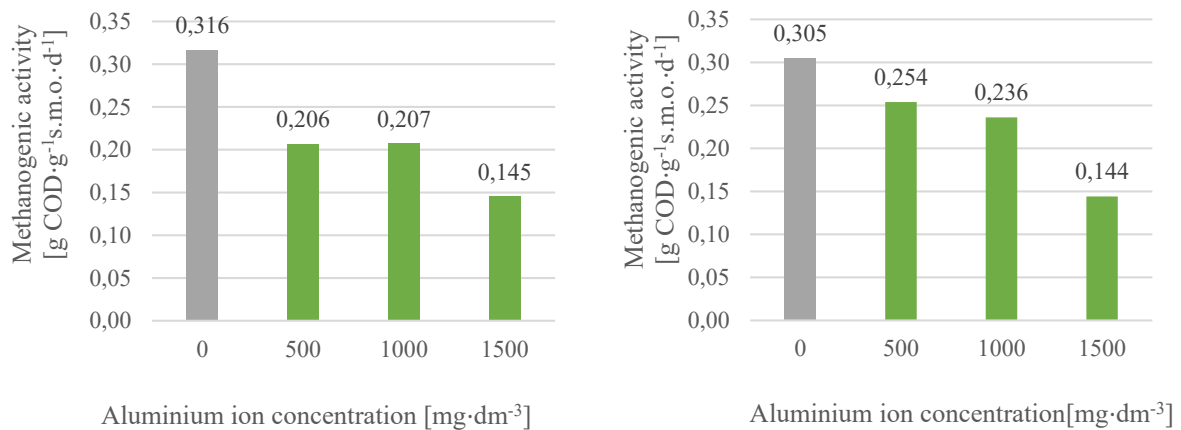
- [1] Włodarczyk-Makuła M., (2016). Zagrożenie zanieczyszczenia środowiska wodnego związkami ropopochodnymi, *Lab – Środowisko*, 21 (1), 12–16.
- [2] Galer-Tatarowicz K., Littwin M., Pazikowska-Sapota G., Dembska G., Radke B., (2017). Optymalizacja metody oznaczania węglowodorów ropopochodnych techniką chromatografii gazowej z detekcją płomieniowo-jonizacyjną (GC-FID) w środowiskowych próbkach stałych (gleba, osad denny, osad ściekowy, odpady), *Aparatura Badawcza i Dydaktyka*, 4, 277–284.

## INVESTIGATION OF THE TOXIC EFFECT OF WATER TREATMENT SLUDGE ON SEWAGE SLUDGE METHANE FERMENTATION PROCESS

**M. Kryłów, J. Górka, M. Cimochowicz-Rybicka**

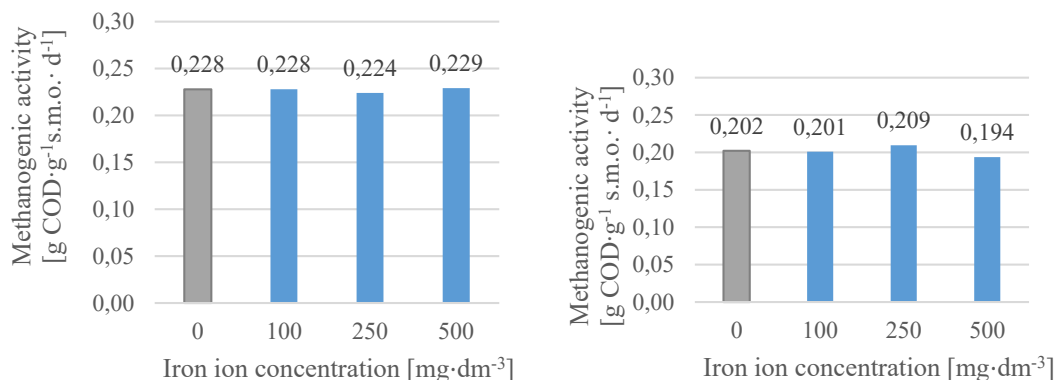
Cracow University of Technology, Poland Faculty of Environmental and Power Engineering,  
Department of Environmental Technologies

Water treatment processes produce sludge and liquid waste, with an organic-mineral composition. According to the Regulation of the Minister of the Environment of 29 December 2014 [Journal of Laws 2014, item 1923], sludge generated in water treatment processes is classified as waste from the treatment of drinking water and water for industrial purposes (19 09). The amount, physico-chemical and biological composition of sludge depends on the type of water abstracted (groundwater, surface water, infiltration), the amount and level of contamination of the raw water, the degree of removal of contaminants from it and the type and dose of chemicals used. The dispersed colloidal compounds present in the raw water during water treatment are agglomerated with coagulants, which form the largest part of the sludge. In the coagulation process usually aluminium salts ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) and iron salts (e.g.  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{FeCl}_2$ ,  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) are used. Water treatment sludge consists of various microorganisms, organic and inorganic matter, suspended solids, coagulants and various chemical components. A change in the level of water contamination generates changes in the dosage of chemicals, the amount of contaminants removed and the frequency of rinsing the filter beds. It is estimated that the amount of sludge generated is between 2 and 5% of the volume of water treated.



**Figure 1** – Results of two measurement series of the methanogenic activity of the toxic effect of aluminium on methane fermentation.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL



**Figure 2** – Results of two measurement series of the methanogenic activity of the toxic effect of iron methane fermentation.

As a result of an experimental study carried out as part of a research project, the mixing and co-fermentation of water treatment sludge in the sewage sludge treatment process showed a positive effect on biogas production. At a share of water treatment sludge of up to 30% with respect to the organic dry matter content of the sludge, an increase in biogas production and methanogenic activity was observed (biogas production value 0,21-0,51 m<sup>3</sup>·kg<sup>-1</sup> loss us depending on the season). However, when this dose was exceeded, the efficiency of the process decreased. Therefore, the aim of this study was to identify and check the toxic effect of heavy metals contained in water treatment sludge on the anaerobic sludge stabilisation process. However, when this dose was exceeded, the efficiency of the process decreased. The aim of this study was to identify and test the toxic effects of heavy metals contained in water treatment sludge on the anaerobic sludge stabilisation process.

Based on the results of the water treatment sludge composition study, the metals that may cause a decrease in the efficiency of the anaerobic process were determined. The results indicate that only aluminium (25-35% dry weight content in water treatment sludge) and iron (10-15% dry weight content in water treatment sludge), whose presence is due to the coagulant used during water clarification, can have an inhibitory effect on the fermentation process. Tests for the toxic effects of aluminium and iron on anaerobic stabilisation were determined by measuring methanogenic activity. Three doses of aluminium (500 mgAl·dm<sup>-3</sup>, 1000 mgAl·dm<sup>-3</sup>, 1500 mgAl·dm<sup>-3</sup>) and a control sample (0 mg mgAl·dm<sup>-3</sup>) were selected for the test. Based on the toxicity tests performed, the toxic properties of aluminium sulphate ions on the methane fermentation process were noted. Figure 1 shows the results of the measurement of methanogenic activity at different aluminium doses. At an aluminium dose of 500 mgAl·dm<sup>-3</sup>, a 25% decrease in process efficiency was observed. On the other hand, three iron doses (100 mgFe·dm<sup>-3</sup>, 250 mgFe·dm<sup>-3</sup>, 500 mgFe·dm<sup>-3</sup>) and a control sample (0 mgFe·dm<sup>-3</sup>) were selected for the study of the toxic effects of iron. The results are shown in Figure 2. As can be seen, there was no effect of iron ions on the methane fermentation process.

This work is one of the parts of the research project POIR.04.01.02-00-0032/17 Innovative technologies for waste recovery and processing and revitalisation of contaminated sites in the municipal circular economy system. Project co-financed by the European Union from the Regional Development Fund under the Intelligent Development programme. The project is implemented under the competition held by the National Centre for Research and Development: Sub-measure 4.1.2 Regional scientific and research agencies.

**CO-DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE WITH CAVITATED  
CELLULOSE WASTE IN A BATCH SYSTEM**

**M. Lebiocka**

Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Lublin. Poland,  
m.lebiocka@wis.pol.lublin.pl

Sustainable economy and its continuous development require increasingly rational and effective management of the available natural resources. The dynamic development of industry and economy contributed to the increased demand for all kinds of energy. Currently, about 80% of the global energy demand is covered by fossil fuels, which are dominated by crude oil, natural gas and hard coal. However, the resources of these materials are non-renewable and limited, whereas their exploitation increasingly aggravates environmental degradation. The biofuels obtained from plant biomass have a very high potential for ensuring energy security of the countries that do not have significant resources of fossil fuels. The increasing amounts of sewage sludge generated in wastewater treatment plants oblige them to be properly managed. One of the methods of neutralizing sewage sludge can be methane fermentation. Currently, research is being conducted to improve the effectiveness of this process. One of these solutions may be co-fermentation, i.e. the introduction of at least one additional substrate.

This study examined the effectiveness of mesophilic co-digestion of sewage sludge and cavitated cellulose waste. The experiments were performed in batch-mode to evaluate both the biogas potential and the biogas production rate. Three runs were carried out, one of them concerned the anaerobic digestion of sewage sludge (as control), whereas the others referred to the co-digestion of sewage sludge with addition of cavitated cellulose waste at doses of 10 and 20%. The runs were conducted under mesophilic conditions (temperature  $37\pm 1^\circ\text{C}$ ) and lasted for 21 days. The effectiveness of the process was assessed on the basis of the volatile solids removal, biogas potential and the rate of biogas production. The physiochemical composition of reactor feed and digestate were characterized. In the case of biogas production rate, the highest value was recorded in the control run ( $0.175 \text{ Ndm}^3\text{dm}^{-3}\text{d}^{-1}$ ), a slightly lower value ( $0.172 \text{ Ndm}^3\text{dm}^{-3}\text{d}^{-1}$ ) was observed in the case of using a 10% dose of cavitated cellulose waste, and the lowest ( $0.155 \text{ Ndm}^3\text{dm}^{-3}\text{d}^{-1}$ ) for a 20% dose of co-substrate. The use of cavitated cellulose waste may be an alternative to their management.

**MODELING THE TRANSPORT AND BIODEGRADATION OF POLLUTANTS IN  
STORMWATER, COMBINED AND SANITARY NETWORK**

**G. Łagód<sup>1</sup>, B. Szelağ<sup>2</sup>, J. Drewnowski<sup>3</sup>, D. Majerek<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering

<sup>2</sup>Kielce University of Technology, Faculty of Environmental, Geomatic and Energy Engineering

<sup>3</sup>Gdansk University of Technology, Faculty of Civil and Environmental Engineering

<sup>4</sup>Lublin University of Technology, Faculty of Fundamentals of Technology

The on-going urbanization, involving increased share of impervious areas in urban catchments, as well as climate change affecting the amount of stormwater lead to negative changes in the stormwater system operation. The above-mentioned factors also affect the operation of stormwater overflow and usually contribute to the deterioration of water quality in receivers. The described phenomena result from the increased volume of the runoff in a short period of time and the amount of pollutants leached from the atmospheric air and flushing from the catchment surface as well as leaching of sediments deposits in channels. The above-mentioned factors also contribute to higher frequency of stormwater floodings in urban catchments, range of flooding, and the depth of the overflowing water. These phenomena hinder the correct operation of the urban infrastructure (road, sanitary, telecommunications), and thus contribute to economic losses as well as deteriorated life standards of urban residents. In order to reduce their magnitude as well as mitigate the impact of climate change and excessive land imperviousness, the unfavorable phenomena can be predicted and counteracted by preparing the plans of sustainable green infrastructure development, in addition to appropriately selected and located retention tanks. While conducting such works, it is useful to employ computer models predicting the amount of stormwater discharged from particular catchments, enabling to analyze the run-off volume, stormwater volume in pipes, manhole filling degree, share of overfilled manholes, stormwater flooding volume per land area, etc. Another step carried out as part of modeling stormwater and combined sewer networks includes analyses of transport, transformation and biodegradation of pollutants which occur in pipes, retention tanks as well as small retention and green infrastructure objects. Literature review and authors' own studies indicate that stormwater, as well as combined sewer and sanitary networks – in technological and process terms – can be considered both as devices for collection and transport of stormwater, as well as biological reactors with prevailing aerobic processes, in addition to simultaneous constant inflow, accumulation, and periodical leaching of biomass. Therefore, it is possible to connect the rate of transformation and pollutant biodegradation processes in stormwater with network parameters as well as the amount and initial pollution degree of flowing wastewater. As a result, it is possible to determine the dynamics of change in load and form of pollutants discharged through the stormwater

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

overflows or flowing into a stormwater/municipal wastewater treatment plants. Computer modeling of the afore-mentioned phenomena fits well within the frame of creating integrated water, stormwater and wastewater management systems in urban areas. In such an approach, water intakes, the area in which stormwater and sanitary water accumulate, stormwater network, stormwater/municipal wastewater treatment plant and the receiver should be approached in a systematic way, creating interconnected elements. Creation of integrated systems: stormwater network-treatment plant or stormwater network-treatment plant-receiving body, is important both from the viewpoint of designing highly efficient treatment plants as well as maintaining receivers. The data on changes in pollutant concentrations during the flow of wastewater through the network, obtained via computer simulations, enable to determine their composition at the treatment plant inlet more accurately, which is especially important in the case of biological removal of biogenic substances. Simulations also enable to analyze the quality indices of treated wastewater in terms of their impact on the receiver, as well as similar analyses conducted in relation to discharges from stormwater network or stormwater overflows of a combined sewer system.



**USE OF SEWAGE SLUDGE ASH IN PRODUCTION OF ECO-EFFICIENT  
CONSTRUCTION MATERIALS**

**G. Łagód<sup>1</sup>, Z. Suchorab<sup>1</sup>, M. K. Widomski<sup>1</sup>, Ł. Guz<sup>1</sup>, M. Pavlikova<sup>1</sup>, Z. Pavlik<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering

<sup>2</sup> Czech Technical University in Prague, Faculty of Civil Engineering

Sewage sludge is produced in great quantities in municipal wastewater treatment plants all over the world. As a result of a rapid industrialization and urbanization, which characterize developing countries, there has been a substantial increase in sewage sludge production. Sewage sludge has to be appropriately processed, since it often threatens the natural environment. The regulations issued by the European Union limited the sewage sludge deposition in landfills and its application in agriculture. At present, landfilling constitutes the most common sewage sludge disposal method; in some countries it is also released into the ocean. In addition, it is used in agriculture for soil management and as organic fertilizer. In that case, it has to be borne in mind that sewage sludge contains pollutants and unstable pathogens which may be potentially hazardous for environment and human health. Hence, it has to be considered that landfilling of sewage sludge may no longer be carried out and other methods of its disposal have to be found. As a result, it may be possible to recover valuable raw materials from potentially harmful materials. Appropriate processing might enable their application in construction industry, as well as heat and energy recovery. The literature describes the practical applications of sewage sludge in the production of various types of building materials – such as light expanded aggregates and lightweight aggregate-concrete made of them. Another possibility is the use of ashes from sewage sludge incineration in the production of environmentally efficient building materials. Incineration of sewage sludge is one of the commonly used methods of managing sewage sludge from large wastewater treatment plants, which are not suitable for use in agriculture or reclamation of degraded areas due to, for example, an increased content of heavy metals. On the one hand, thermal management of sludge allows obtaining heat energy, and on the other hand, it can reduce the energy consumption for the production of pozzolanic materials by using a by-product of the thermal management process, i.e. the resulting ash. Appropriate technical procedures enable the use of potentially hazardous waste materials from the incineration of sewage sludge, which are considered to be burdened with a high environmental risk, for the production of cement mixtures and to reduce the environmental burden by avoiding the storage of waste, i.e. resulting ash. Other environmental aspects related to the preparation of standard cement mixtures are also important, including the emission of greenhouse gases – mainly carbon dioxide. The CO<sub>2</sub> emission result from two aspects of cement production. The first includes the chemical reaction which is involved in the production of clinker, i.e. the main component of cement, since

limestone is decomposed through the addition of heat. Recent estimations indicate that about 5% of total anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions, excluding land-use change, result from these “process” emissions. Combustion of fossil fuels used for heating raw clinker ingredients up to melting temperature constitutes the second source of emissions. Thus, total emissions from the cement industry approximate 8% of global CO<sub>2</sub> emissions. Various types of mineral admixtures were tested as prospective Portland cement substitutes, as a result of high carbon footprint of cement production. These include by-products of iron, silicon and ferrosilicon alloys production as well as waste products from coal combustion in thermal power stations, in addition to afore-mentioned ash from sewage sludge combustion. Thus, the appropriate application of the principles of the circular economy allows solving many problems related to the negative impact of waste generated in plants of various branches of the economy, including water and wastewater management. To conclude, it can be stated that the use of properly transformed waste (sewage sludge) enables reducing energy consumption and decreasing the greenhouse gas emissions during the production of cement mixtures. From this point of view, the developed cement mixtures and the mortars and concretes prepared from them can be treated as "green building materials", also referred to in the literature as eco-efficient construction materials.

**AUTOMATIC RECOGNITION OF ACTIVATED SLUDGE ORGANISMS USING  
COMPUTER VISION**

**D. Majerek<sup>1</sup>, M. Dudziński<sup>1</sup>, M. Dudziński<sup>1</sup>, G. Łagód<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Lublin University of Technology, Faculty of Fundamentals of Technology,  
Department of Applied Mathematics

<sup>2</sup>Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering,  
Department of Water Supply and Wastewater Disposal

Computer vision has recently become an increasingly used tool for object detection and localization in many scientific fields. Due to the development of artificial intelligence and machine learning, the computer vision technology is constantly improving and achieving better and better results, often capable of even surpassing human abilities. One of the many applications in artificial intelligence is an automatic image analysis, which is currently a strongly developed branch of information technology that has a number of applications. One of the possible fields of application for automatic image analysis is the recognition and classification of objects observed using microscopic techniques. Such objects can be activated sludge organisms, mainly protozoa, metazoa as well as bacteria. The rapid analysis of microscopic slices carried out in this way can provide the information used in bioindication analyses of the work of bioreactors with active sludge, biofilm or hybrid systems. The aforementioned bioindication analyses can be used in the routine control of the stability of the purification processes carried out, the evaluation of the quality of the treated wastewater, and in the detection of early symptoms of treating process failure. Such analyses can also be used to assess the level and scope of the impact of treated wastewater discharge on the receiving waters. However, the algorithms used need adequate knowledge to correctly recognize everything that is visible in the image. This work presents the use of automated image analysis in assessing the properties of a selected morphological groups and species of activated sludge protozoan. The material used for the study was collected from the municipal wastewater treatment plant Hajdów in Lublin. This plant is the systems of mechanical-biological treatment devices treating municipal wastewater from Lublin and the neighboring towns. The activated sludge samples were collected in the plant bioreactor of five-stage Bardenpho technology. The samples for the study was collected twice a month from May 2019 to January 2020, between 12 p.m. and 3 p.m. Sampling was always performed in the same way. The samples of activated sludge were used for preparing the specimens observed under an Olympus CX scientific biological microscope, applying transmitted light and bright field, coupled with a system for numerical images acquisition. In the process of preparing the material for training the artificial neural network, the marking of images in accordance with the format acceptable by the said network was performed. The study material contained a total of 990 images with the

resolution reduced from the original size to 416x416. Finally, the research set was divided into teaching, testing and validation sets in the proportions of 70%, 10%, 20%. For the detection of organisms in microscopic image, YOLOv4 convolutional neural network was used. The YOLO (You Only Look Once) network was presented in June 2015 by four researchers: Joseph Redmon, Santosh Divvala, Ross Girshick and Ali Farhadi [1]. This detector belongs to a family of single-stage object detection and localization models. The implemented network for object detection and localization contained 161 layers and was executed in 6000 iterations. Several metrics were used to evaluate the model fit. Intersection over Union is the most widely known and commonly used metric in this type of task. For the detection of the *arcella vulgaris* species, IoU was 0.85 and for *vorticella* species it was 0.65. Both of these results were calculated on the test sample, which indicates a very good level of accuracy and correct localization of the objects.

J. Redmon, S. Divvala, R. Girshick, A. Farhadi, You Only Look Once: Unified, Real-Time Object Detection, University of Washington, Allen Institute for AI, Facebook AI Research, 2016.

## KONCEPCJA MODERNIZACJI I ROZBUDOWY REAKTORÓW BIOLOGICZNYCH NA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW DLA GRODZISKA MAZOWIECKIEGO

**M. Mański<sup>1</sup>, D. Duda-Nowicka<sup>1</sup>, K. Umiejewska<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Grodzisku Mazowieckim, <sup>2</sup>Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Odprowadzania Ścieków, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska, katarzyna.umiejewska@pw.edu.pl

Celem oczyszczania ścieków jest ochrona środowiska przyrodniczego przed zanieczyszczeniami powstającymi w wyniku ludzkiego metabolizmu oraz gospodarczej i przemysłowej działalności. W ściekach bytowych oraz przemysłowych znajduje się wiele składników, wśród których można wyróżnić: związki organiczne, biogenne, mineralne, mikroorganizmy patogenne, pasożyty i substancje toksyczne. Oczyszczanie ścieków jest konieczne ze względu na ochronę wód oraz potrzebę włączenia związków biogennych, przede wszystkim azotu, do naturalnego obiegu pierwiastków w przyrodzie.

W Polsce w zakresie oczyszczania ścieków obowiązują wymagania określone w europejskiej dyrektywie 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku. Polska przystępując do Unii Europejskiej zobowiązała się do wypełnienia tych wymogów zgodnie z określonymi w negocjacjach i zapisanymi w Traktacie Akcesyjnym terminami i okresami przejściowymi. Aby zidentyfikować faktyczne potrzeby w zakresie uporządkowania gospodarki ściekowej oraz uszeregować ich realizację w taki sposób, by wywiązać się ze zobowiązań traktatowych, stworzono Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 16 grudnia 2003 r. KPOŚK stanowi wykaz aglomeracji, które muszą zostać wyposażone w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków w terminach określonych w programie.

Zgodnie z aktualizacją KPOŚK z 2017r. oczyszczalnia ścieków w Grodzisku Mazowieckim została zaklasyfikowana do priorytetu P3. Oznacza to, że aglomeracja Grodzisk Mazowiecki przez realizację planowanych działań inwestycyjnych do dnia 31 grudnia 2021 r., spełni warunki dyrektywy 91/271/EWG dotyczące jakości i wydajności oczyszczalnia.

Oczyszczalnia ścieków przed modernizacją została zaprojektowana, wybudowana i przekazana do eksploatacji przy założeniu następującej ilości i jakości ścieków:

- Przepływ średni dobowy : 10 500 m<sup>3</sup>/d
- Przepływ maksymalny godzinowy : 840 m<sup>3</sup>/h
- Jakość ścieków surowych
- Stężenia zanieczyszczeń (P = 85%):
  - BZT<sub>5</sub> : 840 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>
  - ChZT : 1 840 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

- Zawiesina ogólna : 870 mg/dm<sup>3</sup>
- Azot ogólny : 107 mg N/dm<sup>3</sup>
- Fosfor ogólny : 10,8 mg P/dm<sup>3</sup>
- Ładunki zanieczyszczeń (P = 85%):
  - BZT<sub>5</sub> : 8 820 kg O<sub>2</sub>/d
  - ChZT : 19 320 kg O<sub>2</sub>/d
  - Zawiesina ogólna : 9 135 kg/d
  - Azot ogólny : 1 123,5 kg N/d
  - Fosfor ogólny : 123,5 kg P/d

Z uwagi na zwiększone obciążenie hydrauliczne oczyszczalni a co za tym idzie wzrost ładunku zanieczyszczeń w ściekach surowych zdecydowano się na modernizację istniejącego reaktora biologicznego i budowę drugiego ciągu przyjmując następujące dane do projektowania:

    Założenia do projektu modernizacji i rozbudowy:

- Przepływ średni dobowy : 21 000 m<sup>3</sup>/d
- Przepływ maksymalny godzinowy : 1700 m<sup>3</sup>/h

    Jakość ścieków surowych

- Stężenia zanieczyszczeń (P = 85%):
  - BZT<sub>5</sub> : 544 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>
  - ChZT : 919 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>
  - Zawiesina ogólna : 519 mg/dm<sup>3</sup>
  - Azot ogólny : 96 mg N/dm<sup>3</sup>
  - Fosfor ogólny : 16 mg P/dm<sup>3</sup>

**SEPARATION OF LIGHT SOLID PARTICLES IN WATER  
IN MODIFIED VORTEX SETTLING TANKS WITH A BAFFLE**

**M. Matuszak, M. Markowska, A. Krupińska, M. Ochowiak, S. Włodarczak, M. Hyrycz**

Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań, Polska

magdalena.matuszak@put.poznan.pl; marek.ochowiak@put.poznan.pl

Ciągły i dynamiczny rozwój cywilizacyjny, jak również zmiany klimatyczne przyczyniają się do występowania deficytu zasobów wodnych na całym świecie. W związku z powyższym, obserwuje się rosnące zainteresowanie zagadnieniem dotyczącym wstępnego oczyszczania wód. W procesach tych wykorzystywane są najczęściej standardowe techniki zagęszczania zawieszin oraz separacji substancji oleistych (np. cedzenie, sedymentację czy filtrację) [1,2]. Obecnie wiele rozwiązań skupionych jest na doskonaleniu dostępnych już urządzeń nazywanych osadnikami, wykorzystywanych w procesach oczyszczania. Do jednych z nich zalicza się osadniki wirowe wykorzystywane do wyłapywania rozmaitych zanieczyszczeń stałych (frakcja lekka i ciężka), osadów oraz zawieszin. Osadniki wirowe cechuje wysoka skuteczność oczyszczania, stosunkowo mała powierzchnia zabudowy w planie, sposobność umieszczenia wlotu do osadnika pod dowolnie dobranym kątem oraz łatwa eksploatacja. Praca osadników wirowych bazuje na wykorzystaniu zjawiska ruchu wirowego, umożliwiającego wydłużenie drogi przepływu oraz czasu trwania procesu sedymentacji [1,3]. Ponadto, zastosowanie ruchu wirowego prowadzi do zwiększenia efektywności separacji stałych zanieczyszczeń [2,3].

Celem pracy jest podjęcie próby zwiększenia sprawności oczyszczania wody, poprzez poddanie standardowego osadnika wirowego modyfikacji konstrukcji polegającej na wyposażeniu go w przegrodę wzdłużną.

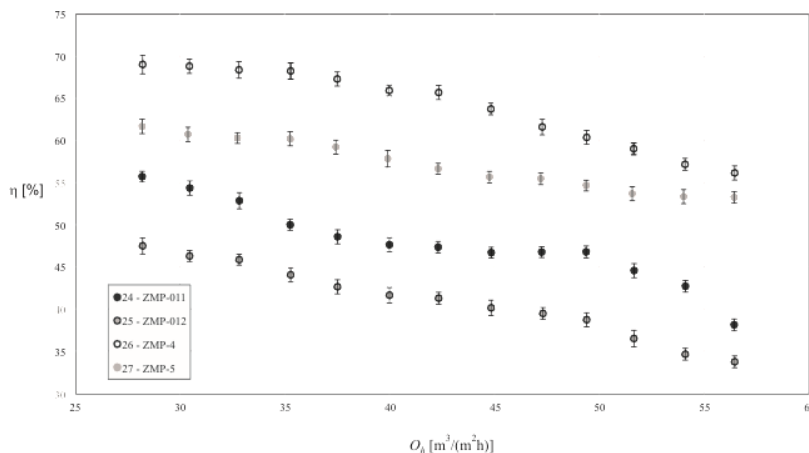
*Tabela 1*

**Parametry geometryczne badanych osadników wirowych.**

<b>Osadnik</b>	<b><math>h_1</math> [m]</b>	<b><math>h_{1w}</math> [m]</b>	<b><math>h_2</math> [m]</b>	<b><math>h_{2w}</math> [m]</b>	<b><math>h_b</math> [m]</b>	<b><math>l_b</math> [m]</b>
<b>ZMP-011</b>	0,4	0,2	0,4	0,4	0,3	0
<b>ZMP-012</b>	0,4	0,2	0,4	0,4	0,36	0
<b>ZMP-4</b>	0,4	0,2	0,4	0,4	0,3	0,055
<b>ZMP-5</b>	0,4	0,2	0,4	0,4	0,36	0,055

Analizę separacji cząstek stałych lekkich przeprowadzono dla dwóch konstrukcji typu ZMP-0 (przegroda umiejscowiona w osi aparatu) i dwóch ZMP (przegroda została przesunięta w kierunku wylotu z osadnika), których wymiary zestawiono w tabeli 1. Analiza miała na celu wykazanie zależności pomiędzy zmianą stopnia separacji w odniesieniu do zmiany wysokości położenia

przegrody od dna osadnika oraz ułożenia względem osi zbiornika osadnika. Na rysunku 1 pokazano stopień separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy 550  $\mu\text{m}$  w wodzie dla badanych konstrukcji osadników wirowych.



**Rysunek 1.** Stopień separacji cząstek stałych lekkich w wodzie w zależności od obciążenia hydraulicznego dla zmodyfikowanych osadników wirowych z przegrodą wzdłużną.

W trakcie wykonywania badań zaobserwowano, że cząstki polietylenu wykazują tendencje to agregacji w większe skupiska, które w wyniku zastosowania większych wartości obciążeń hydraulicznych były porywane przez wir, a następnie wymywane z osadnika. Analiza uzyskanych wyników wykazała, że osadniki wyposażone w przegrodę umieszczoną w osi aparatu osiągają niższe wartości stopnia separacji niż osadniki z przesuniętą przegrodą w kierunku wylotu z aparatu. Uzyskane wartości stopnia separacji cząstek lekkich w przeprowadzonym badaniu oscylowały w zakresie od 70 do 34% w zależności od konstrukcji (przykładowo: 70% dla ZMP-4, natomiast najniższa – 34% dla ZMP-012). Dowiedziono, że przesunięcie przegrody przyczynia się do dwukrotnego wzrostu sprawności, co tłumaczy zwiększenie pierwszej komory osadnika, w której następuje zatrzymanie cząstek lekkich i zmniejszenie komory wylotowej z osadnika.

### PODZIĘKOWANIE

*Praca została sfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.*

### LITERATURA

- [3] Ansari M.A., Khan M.A. (2014). *Performance assessment of vortex settling chambers*, Journal of Hydraulic Engineering, 20, 3, 324–338.
- [4] Huang T.-H., Jan C.-D., Hsu Y.-C. (2017). *Numerical simulations of water surface profiles and vortex structure in a vortex settling basin by using flow-3D*, Journal of Marine Science and Technology, 25, 5, 531–542.
- [5] Królikowska J. (2011). *Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych*, Inżynieria Ekologiczna 26, 156–170.



**RADON JEGO WYSTĘPOWANIA I WPŁYW  
NA RÓŻNE ASPEKTY ŻYCIA LUDZKIEGO**

**M. Metryka-Telka, J. Gawdzik**

Politechnika Świętokrzyska, mtelka@tu.kielce.pl

Radon jest pierwiastkiem chemicznym należącym do grupy gazów szlachetnych w układzie okresowym. Jest gazem bezbarwnym i ma właściwości radioaktywne. W czasie rozpadu emituje promieniowanie alfa, a także beta tylko w znacznie mniejszym stopniu. Jest pierwiastkiem o niewielkiej przenikliwości, ale za to wysokiej zdolności jonizującej. Posiada wysoką masę atomową wynoszącą 222u co czyni go trwałym izotopem [1]. Radon do wód dostaje się głównie z gleby, materiałów budowlanych, a także z gazu ziemnego i powietrza. Dobrze rozpuszcza się w wodzie, ale też w innych cieczach. Jego okres półrozpadu wynosi 3,8 dnia tworząc przy tym szereg krótkożyciowych pochodnych takich jak izotopy polonu, bizmutu oraz ołowiu, które również mają właściwości promieniotwórcze[2] Sam radon nie wpływa bezpośrednio na nasz organizm, ale jego pochodne mogą wnikać jako pyły do naszego układu oddechowego co niesie ryzyko nowotworów płuc. Posiadając bardzo dużą rozpuszczalność może pojawić się w wodzie pitnej [3]. W Polsce są jasno określone normy dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017r. (Dz. U. 2017 poz. 2294) zakłada dla radonu w wodzie pitnej jako poziom referencyjny 100Bq/l [4]. Według Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (EPA) limit zawartości radonu w wodzie wynosi jedynie 11 Bq/l [5]. Do tej pory radon i jego właściwości badali m.in. Tadeusz Przylibski w pracy zatytułowanej „Radon składnik swoisty wód leczniczych Sudetów”. Autor w swojej pracy scharakteryzował radon jako pierwiastek; jego genezę, migracje i akumulacje w litosferze badając przy tym zarys budowy geologicznej Sudetów dążąc do przedstawienie potencjalnie leczniczych wód radonowych [6]; Jadwiga Mazur – „Dynamika procesu ekshalacji radonu z gruntu, a parametry meteorologia i własności gleby”. Autorka poruszyła takie zagadnienia radon w aspekcie zdrowotnym; radon w glebie w tym transport, emanacja i ekshalacja [7]; Mirosław Janik zaś w swojej pracy doktorskiej pt.: „Przenikanie radonu z gruntu do budynku. Modelowanie komputerowe i weryfikacja w budynkach mieszkalnych” przedstawił w niej radon w odniesieniu do promieniowania jonizującego i skutków jego działania, a także źródła radonu w gruncie, model przenikania radonu z gruntu do budynku oraz scharakteryzował przepuszczalność gruntu dla radonu [8]; Jakub Nowak opracował temat: „Promieniotwórczość naturalna wód termalnych Karpat polskich” uwzględniając przy tym zależność promieniotwórczość naturalną wód termalnych wybranych krajów świata, w tym również Polski z uwzględnieniem stężenia radonu  $^{222}\text{Rn}$ , który pojawia się w sieciach wód wodociągowych [9]. Przyglądając się dokładnie wyżej wymienionym pracą, a także korzystając z innych źródeł zostanie w pierwszej części

scharakteryzowany radon pod względem występowania, a następnie po przeprowadzeniu wstępnych badań w różnych miejscach województwa świętokrzyskiego zostanie oceniony jego wpływ na zdrowie i życie człowieka, a także określone stężenie radonu w sieci wodociągowej przy założeniu, że jest w niej istotnie niższe niż w wodzie bezpośrednio wypływającej z warstwy wodonośnej i nie przekraczają limitów EPA.

### **Literatura**

- [1] Przylibski T. A. Radon concentration changes in the air of two caves in Poland. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1999, s.44
- [2] Hrynkiewicz A. i inni Człowiek i promieniowanie jonizujące. PWN, 2001 s. 16
- [3] Łoskiewicz J. Indoor exposure to Radon and its Health Effect. Raport IFJ nr 1766/AP, Kraków 1997
- [4] Dziennik Ustaw poz. 2294. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017
- [5] Dane pozyskane z Environmental Protection Agency  
[https://www.google.com/search?q=enviomental+protection+agency+informacje+o+radonie&ei=Pyw7YcDCA4SSwPAPh8akAU&oq=enviomental+protection+agency+informacje+o+radonie&gs\\_lcp=Cgdnd3Mtd2l6EANKBAhBGABQg6QCWMuHBGD3iQRoBXACeACAAdgBiAGxG5IBBzE5LjE0LjGYAQCgAQHAAQE&sclient=gws wiz&ved=0ahUKEwiA3pS\\_kvTyAhUECRAIHQcjCV8Q4dUDCA4&uact=5](https://www.google.com/search?q=enviomental+protection+agency+informacje+o+radonie&ei=Pyw7YcDCA4SSwPAPh8akAU&oq=enviomental+protection+agency+informacje+o+radonie&gs_lcp=Cgdnd3Mtd2l6EANKBAhBGABQg6QCWMuHBGD3iQRoBXACeACAAdgBiAGxG5IBBzE5LjE0LjGYAQCgAQHAAQE&sclient=gws wiz&ved=0ahUKEwiA3pS_kvTyAhUECRAIHQcjCV8Q4dUDCA4&uact=5) (dostęp dnia 12.07.21)
- [6] Przybilski T. Radon składnik swoisty wód leczniczych Sudetów. Wrocław, 2005, s. 3-4
- [7] Mazur J.; Dynamika procesu ekshalacji radonu z gruntu, a parametry meteorologiczne i własności gleby. Kraków, 2008, s.5
- [8] Janik M.; Przenoszenie radonu z gruntu do budynku. Modelowanie komputerowe i weryfikacja w budynkach mieszkalnych. Kraków, 2005, s. 7,9
- [9] Nowak J.; Promieniotwórczość naturalna wód termalnych Karpat polskich. Kraków, 2013, s. 2-3

**CONCEPT OF ADAPTATION MEASURES TO CLIMATE CHANGE  
IN THE UKRAINIAN-POLISH BASIN OF THE WESTERN BUG**

**V. Mokryi<sup>1</sup>, I. Petrushka<sup>1</sup>, O. Bobush<sup>1</sup>,  
R. Grechanyk<sup>2</sup>, S. Korolko<sup>3</sup>, V. Bratkovskiy<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

<sup>2</sup>Department of Environment and Natural Resources of  
Lviv Regional State Administration, Lviv, Ukraine

<sup>3</sup>Hetman Petro Sahaydachnyi National Army Academy, Lviv, Ukraine

Climate changes make significant adjustments to the spatial and temporal distribution of water resources in Ukraine and Poland, which leads to large-scale changes in the hydrological state of the transboundary basin of the Western Bug.

The relevance of the research is determined by the environmental safety of surface waters of the Ukrainian-Polish hydrological network and is determined by the quality of surface waters of border rivers. Transboundary surface water pollution is caused by interrelated factors: inefficient operation of sewage treatment plants, soil and atmospheric pollution, changes in the landscape structure and man-caused overload of the territory, lack of water protection zones and coastal protective strips. These pollutants are manifestations of the environmental interdependence of states, thus they make it necessary to develop global cooperation on environmental protection in the context of modern climate changes.

The research methodology makes it possible to determine the ecological, economic and technological causes and consequences of border water pollution, which increases the effectiveness of preparing strategic directions for climate change adaptation in the Western Bug basin and makes the research constructive. The synthesis of hydro-ecological and cartographic models is implemented by the technologies of the geographical information system MapInfo Professional.

The research results relate to the analysis of the current state of water resources management in the Ukrainian-Polish basin of the Western Bug and substantiation of the need to develop a concept of adaptation measures to climate change in order to reduce negative trends in the formation of the ecological situation in the basin of transboundary rivers.

The concept of adaptation measures to climate change summarizes current up-to-date data on current and possible future trends in climate change in the Western bug basin, which are generally characterized by an increase in air temperature in the basin, an increase in the aridity of its southern part and an increase in the intensity and unevenness of precipitation. With a sufficient degree of probability, it can be assumed that these shifts will exacerbate all existing problems related to the water environment: periodic floods caused by catastrophic floods, which are becoming more frequent;

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

a decrease in the available water runoff of various parts of the basin; deterioration of water quality and negative impact on the ecosystems of the basin.

Natural, technical and organizational measures of adaptation to climate change, if used wisely and fully, will partially neutralize dangerous trends. A special role belongs to the complex of existing and projected reservoirs: often having a contradictory impact on the state of the environment of the basin, they can, nevertheless, become an important tool for its adaptation to climate change. It is advisable to prepare appropriate engineering, design, environmental and economic solutions for the construction of a large reservoir on the Ukrainian territory of the Western Bug (small ones already exist), capable of regulating the hydro-ecological balance of the Western Bug if necessary.

Conceptual measures to adapt to climate change in the Western Bug basin provide for setting out the current vision of the basin countries, maintaining and directing their joint actions:

- understanding the basin as a single ecological system in the context of climate change and other impacts on water resources;
- implementation of international obligations under the UN Framework Convention on climate change, the UNECE Convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes and other international agreements;
- unification of national adaptation plans, integrated management of basin areas and other management tools with the needs of cross-border adaptation to climate change, while avoiding "unilateral" adaptation that would harm other countries and parts of the basin;
- justification and establishment of a hierarchy of investment needs for managing the Western Bug cross-border basin in a changing climate, using state and other resources, as well as mechanisms for international cooperation;
- promotion of better governance and cross-border cooperation in the basin as a whole.

The natural potential of the basin ecosystems, especially in the upper and middle reaches of the Western Bug, can also be used for effective adaptation. This requires constant attention, which should be strengthened, to the protection and restoration of vulnerable natural complexes, through the creation of forest-ecological and hydro-ecological corridors.

Based on research and numerous consultations, the proposed concept provides for a set of measures, the joint and coordinated implementation of which will allow timely and proactive response to future climate change. Some of the proposed measures can be effectively implemented only in cooperation with other existing and planned processes and programs – industrial, national, interstate and international.

**INFLUENCE OF GREEN ARCHITECTURE AND PERMEABLE  
PAVEMENTS APPLICATION ON WATER BALANCE OF PUBLIC  
UTILITY FACILITY CATCHMENT – MODELING STUDY**

**A. Musz-Pomorska, M. K. Widomski**

Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska, Lublin, Poland,

a.musz-pomorska@pollub.pl

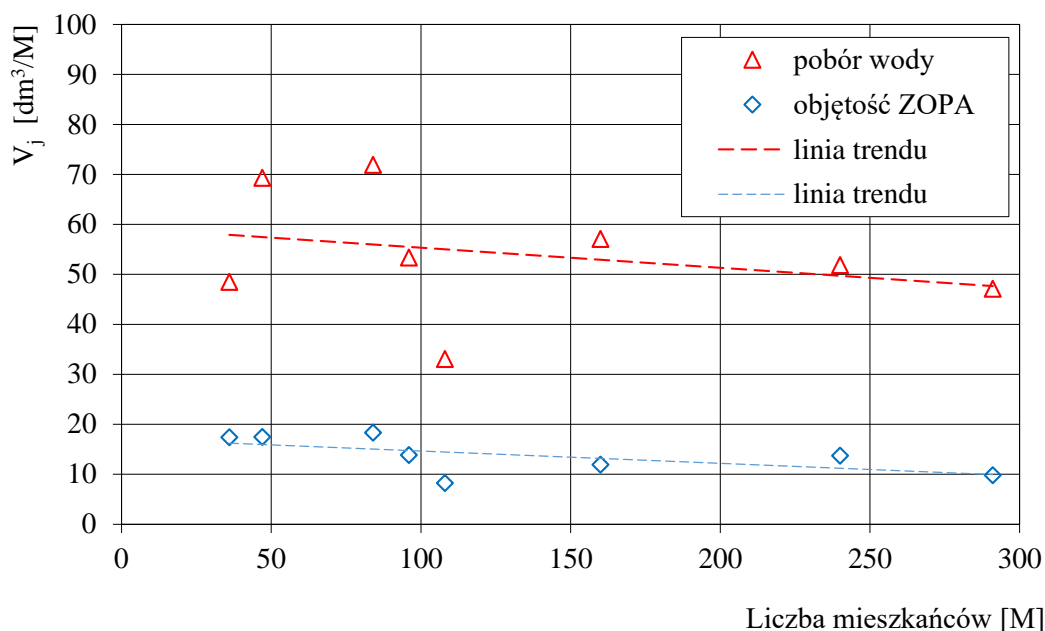
This paper presents the comparative numerical analysis of changes in stormwater outflow volumes and patterns for the urbanized catchment of a public facility i.e. school complex of total area 4.66 ha. This study was based on assumed variable partial replacement of sealed surfaces by green roofs and permeable pavements allowing to delay and reduce surface runoff. The numerical studies were performed in SWMM, EPA, USA software for the three selected rainfall events of various intensity. Variable permeable concretes, of different permeability and infiltration ratio were selected to replace the traditional sealing materials i.e. asphalt and concrete bricks. The required input data concerning infiltration and retention characteristics of green roofs and studied permeable pavements were accepted after literature. The obtained results allowed assessment of possible influence of green architecture and permeable pavements application on time-related reduction in surface runoff volume.

## OBJĘTOŚĆ ZASOBNIKA O PEŁNEJ AKUMULACYJNOŚCI W ZALEŻNOŚCI OD POBORU DOBOWEGO CIEPŁEJ WODY NA PODSTAWIE POMIARÓW

J. Nejranowski, W. Szaflik

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Ogrzewnictwa, Wentylacji i Ciepłownictwa; jerzynej@zut.edu.pl, szaflik@zut.edu.pl

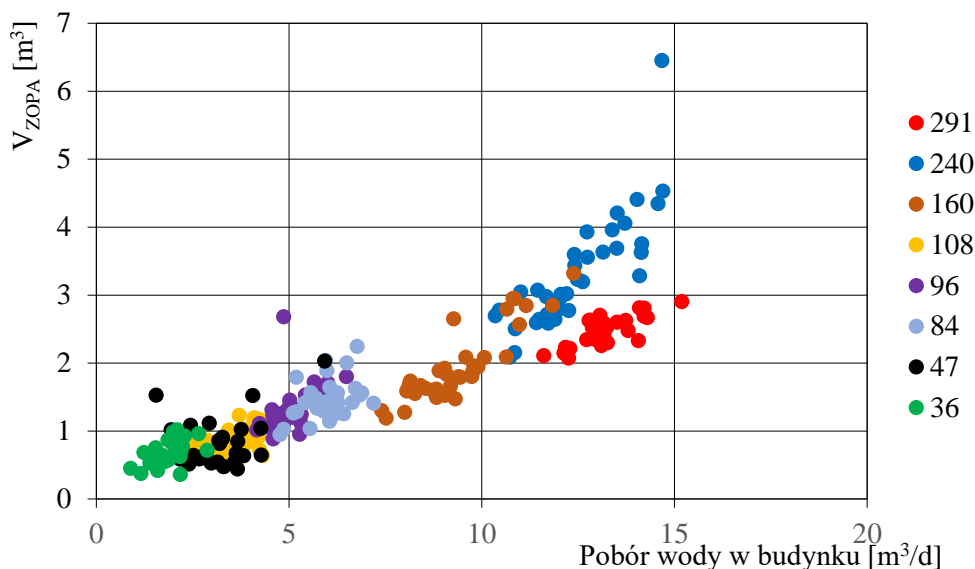
Na podstawie badań własnych poborów pięciosekundowych ciepłej wody użytkowej (wyniki z minimum 30 dób w ośmiu budynkach mieszkalnych, łącznie z 1060 punktami poboru) określono pojemność zasobnika o pełnej akumulacyjności (ZOPA) dla układów przygotowania c.w.u. Na początku dla każdej doby określono średnią pojemność zasobnika i średni dobowy pobór ciepłej wody przypadający na jednego mieszkańca. Otrzymane wyniki, w zależności od liczby mieszkańców w budynku, przedstawiono na rysunku 1.



**Rysunek 1** – Obliczona średnia pojemność zasobnika o pełnej akumulacyjności (ZOPA) i średni dobowy pobór ciepłej wody przypadający na jednego mieszkańca w zależności od liczby mieszkańców w budynku wraz z liniami trendu

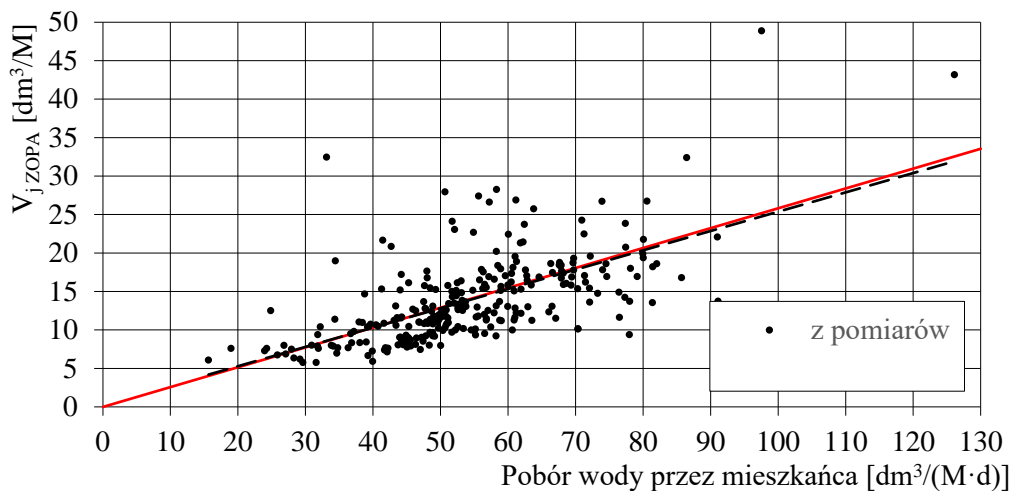
Z rysunku 1 wynika, że linie trendu wartości średniej jednostkowej objętości zasobnika o pełnej akumulacyjności oraz dobowego poboru wody, są do siebie niemal równoległe i w niewielkim stopniu zależą od liczby mieszkańców – wraz ze wzrostem liczby mieszkańców maleją.

W związku z powyższym na rysunku 2 przedstawiono otrzymane objętości zasobnika w zależności od liczby mieszkańców w budynku i pobranej ilości wody w czasie doby dla wszystkich dni pomiarowych w poszczególnych budynkach. Na rysunku można zauważyć, że objętość zasobnika rośnie proporcjonalnie do ilości pobieranej wody w budynku.



Rysunek 2 – Obliczona pojemność zasobnika o pełnej akumulacyjności (ZOPA) w zależności od liczby mieszkańców oraz pobranej ilości wody w budynku, na podstawie przeprowadzonych pomiarów

W celu ustalenia zależności pojemności jednostkowej zasobnika w zależności od liczby mieszkańców w budynku określono pojemność zasobnika i odpowiadające mu zużycie wody przypadające na jednego mieszkańca. Wyniki przedstawiono na rysunku 3.



Rysunek 3 – Obliczona pojemność jednostkowa ZOPA w zależności od jednostkowego poboru ciepłej wody we wszystkich budynkach dla wszystkich dni pomiarowych

Na rysunku przedstawiono funkcję aproksymującą zależność pojemności jednostkowej zasobnika od jednostkowego poboru  $q_j$ . Zaproponowano funkcję liniową przechodzącą przez początek układu o równaniu:

$$V_j = 0,258 \cdot q_j \text{ [dm}^3\text{/M]}$$

Zaproponowana zależność niemal pokrywa się z wyznaczoną linią trendu.

**JAKOŚĆ WODY W PUNKTACH CZERPALNYCH PO PONOWNYM ROZRUCHU  
INSTALACJI WODOCIĄGOWYCH WYŁĄCZONYCH Z EKSPLOATACJI  
W OKRESIE PANDEMII**

**K. Niewitecka, J. Chudzicki**

Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Odprowadzania Ścieków, Wydział Instalacji Budowlanych,  
Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska,  
kaja.niewitecka@pw.edu.pl., jaroslaw.chudzicki@pw.edu.pl

*Streszczenie*

Ponowne włączenie do użytkowania instalacji wodociągowych w budynkach użyteczności publicznej może być ryzykowne bez odpowiedniego przygotowania.

Ograniczenie działania lub całkowite wyłączenie z eksploatacji instalacji wodociągowych wody zimnej i ciepłej sprzyja stagnacji wody wewnątrz rurociągów. Zastoje, a co za tym idzie również obniżenie ochronnego działania substancji dezynfekcyjnych dodawanych do wody wodociągowej mogą prowadzić do pogorszenia jej jakości. Prócz zmian fizykochemicznych takich jak zmiana barwy, mętności, utlenialności czy przewodnictwa, wzrasta również ryzyko związane z tworzeniem się środowiska sprzyjającego bytowaniu patogenów.

Przy ponownym rozruchu systemów wodnych, na skutek zmiany warunków hydrodynamicznych w instalacji wodociągowej dochodzi do częściowego zerwania błony biologicznej pokrywającej wewnętrzne ścianki rur, czego efektem jest wzrost liczby mikroorganizmów obecnych w wodzie. W przypadku obecności w biofilmie mikroorganizmów chorobotwórczych tj. *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila* czy *Clostridium perfringens* taka sytuacja może stanowić zagrożenie dla zdrowia odbiorców, szczególnie dla osób z obniżoną odpornością.

W pracy podjęto próbę scharakteryzowania zmian wskaźników mikrobiologicznych i fizykochemicznych wody wynikających z ponownego uruchomienia punktów czerpalnych zróżnicowanych pod względem rozbioru i czasu stagnacji wody w jednym z gmachów Politechniki Warszawskiej po okresie tymczasowego wyłączenia z użytkowania (*Zgodnie z Zarządzeniem Rektora nr 16/2020 z dnia 11 marca 2020 r. w sprawie podjęcia w Politechnice Warszawskiej działań zapobiegających rozprzestrzenianiu się koronawirusa (COVID-19) od dnia 12 marca 2020 do dnia 31 września 2021 w Politechnice Warszawskiej zawieszono były tradycyjne zajęcia dydaktyczne oraz działalność naukowa, a cała aktywność pracowników i studentów została przestawiona na tryb zdalny*).

Autorzy zwracają również uwagę na konieczność prawidłowego przeprowadzenia ponownego rozruchu instalacji wodociągowych w budynkach użyteczności publicznej po okresie pandemii z uwzględnieniem odcinków, które nieobjęte procesem dezynfekcji czy płukania są miejscem bardziej narażonym na kolonizację przez patogenną florę bakteryjną.

Podjęto również próbę sprecyzowania podstawowych zasad dotyczących m.in. ich płukania i dezynfekcji. Zaproponowano także działania profilaktyczne, mogące w przyszłości ograniczyć ryzyko związane z pogorszeniem jakości wody wodociągowej dostarczanej do odbiorców.



## EMPIRICAL MODELS FOR DETERMINING THE EFFICIENCY OF VORTEX SETTLING TANKS

**M. Ochowiak, M. Markowska, A. Krupińska, M. Matuszak, S. Włodarczak, M. Hyrycz**

Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań, Polska

marek.ochowiak@put.poznan.pl

Osadniki wirowe są oparte na zjawisku ruchu wirowego, który pozwala na wydłużenie drogi przepływu i równocześnie czasu trwania procesu sedymentacji, przy jednoczesnym zachowaniu niewielkich gabarytów urządzenia i zastosowaniu kołowego przekroju urządzenia [1,4,5,6,7]. Efektywność separacji stałych zanieczyszczeń jest zwiększona za pomocą ruchu wirowego, ponieważ opadające cząstki zostają przechwycone przez wtórne prądy cieczy w dolnej części osadnika, natomiast siła odśrodkowa przemieszcza unoszące się w cieczy zanieczyszczenia do strefy przysiciennej [4,6,7 8]. Prowadzone badania na przestrzeni ostatnich lat, pokazują uzyskane korelacje sprawności od określonych parametrów osadników wirowych [9]. Różnorodność jest wynikiem autorskich koncepcji badań i geometrii urządzeń. Niektóre badania koncentrowały się szczególnie na wydajności wyłapywania zanieczyszczeń w komorze wirowej [1,4,5]. Opis wybranych analiz przedstawiono w tabeli 1 zawierającej rozpatrywaną wielkością cząstek zanieczyszczenia i wyznaczoną zależnością. Celem analizy było odnalezienie odpowiedniego związku pozwalającego oszacować wydajność oczyszczania cieczy w komorze wirowej.

*Tabela 11*

**Przykłady korelacji sprawności osadników wirowych [5].**

Artykuł	Rozmiar cząstek [mm]	Korelacja
Curi i in. [3]	2,12	$\eta_0 = 1,74 + \ln \left[ \frac{d^{0,11} \cdot (\rho_s / \rho_c)^{0,88}}{Q^{0,58}} \right]$
Mashauri [10]	0,375–1,8 ; 0,1875–0,75	$\eta_0 = 0,835 - \frac{0,0292}{k_1} + 1,71 \cdot 10^{-2} \cdot \frac{D}{d}$ $- 5,93 \cdot 10^{-4} \frac{D}{d \cdot k_1}$
Paul i in. [11]	0,175 ; 0,05–1,0 ; 7,64	$\eta_0 = 73,4 + 8 \log \left( \frac{w_0}{w} \right); \eta_0 = 2,16 \left( \frac{w_0}{w_t} \right)^{0,04}$ $\eta_0 = 98 + 0,92 \log \left( \frac{W_0}{W} \right)$
Athar i in. [2]	0,055–0,931	$\eta_0 = k_0 \cdot Q^{0,25} \cdot \left( \frac{\Delta h}{h} \right)^{0,35} \cdot \left( \frac{w_0 \cdot d_s}{v_c} \right)^{0,15}$ $\cdot \left( \frac{Q^2}{g \cdot R \cdot h^2} \right)^{0,11}$

Współcześnie prowadzone badania nad osadnikami wirowymi potwierdzają, że efektywność oczyszczania cieczy jest funkcją zmiennych [6,7,9]:

$$\eta = f(Q, q, w_s, D, d, h, v_c) \quad (1)$$

Przy czym, jednostkowe obciążenie  $q$  liczone jest jako stosunek natężenia przepływu zadanego do aparatu do jego powierzchni przekroju poprzecznego (powierzchni zabudowy w planie). Założono, że intensywność wtórnych prądów jest związana z lepkością cieczy. Jedną z proponowanych funkcji, która wyraża odpowiednie stosunki parametrów jako grupy bezwymiarowe przedstawiona jest w postaci równania [7]:

$$\eta = f\left(\frac{w_o}{w_c}, \frac{h}{D}, \frac{D}{d}, \frac{q}{Q}\right) \quad (2)$$

Luyckx i Berlamont [8] nawiązali również do zależności sprawności oczyszczania osadników wirowych od liczby Reynoldsa i przestawili swoją propozycję obliczenia stopnia separacji:

$$\eta = 1 - \left(1 - \frac{q}{Q}\right) \cdot \exp\left[-30 \cdot f_1\left(\frac{w_o}{w_c}\right) \cdot f_2\left(\frac{h}{D}\right) \cdot f_3\left(\frac{D}{d}\right) \cdot f_4(Re)\right] \quad (3)$$

Funkcje, które są obecne w powyższym równaniu mają postać:

$$f_1\left(\frac{w_o}{w_c}\right) = \max\left\{\frac{w_o}{w_c} \cdot \left[1 - 2,5 \cdot \exp\left(-250 \cdot \frac{w_o}{w_c}\right)\right], 0\right\} \quad (4)$$

$$f_2\left(\frac{h}{D}\right) = 1 - \exp\left(-1,4 \cdot \frac{h}{D}\right) \quad (5)$$

$$f_3\left(\frac{D}{d}\right) = \max\left[1, \frac{1}{20} \cdot \left(\frac{D}{d}\right)^2\right] \quad (6)$$

dla liczby  $Re \leq 200\ 000$ :

$$f_4(Re) = 1 \quad (7)$$

dla liczby  $Re > 200\ 000$ :

$$f_4(Re) = 1 - \exp\left(-\frac{220000}{Re - 200000}\right) \quad (8)$$

Badania Ansariego i Khana [1] obejmowały analizę zmienności stopnia zatrzymywania osadów i zanieczyszczeń w komorach wirowych w zależności od umiejscowienia króćców wlotowych i wylotowych, a ich celem było sprawdzenie dokładności analizowanych relacji parametrów i w rezultacie opracowanie nowego modelu pozwalającego na oszacowanie wydajności komór wirowych na etapie projektowania o następującej postaci:

$$\eta = 0,559 \cdot \left(\frac{D}{b}\right)^{0,212} \cdot \left(\frac{D}{d}\right)^{-0,025} \cdot \left(\frac{h}{d}\right)^{0,227} \cdot \left(\frac{Q_d}{Q}\right)^{0,116} \cdot \left(\frac{w_c d_s}{v_c}\right)^{0,107} \cdot \left(\frac{Z_h}{h}\right)^{-0,257} \quad (9)$$

Analiza danych wykazała, że umiejscowienie i kształt kanałów wlotowych i wylotowych ma istotne znaczenie na efektywność oczyszczania cieczy w komorze wirowej. Porównanie modeli matematycznych opisujących sprawności komory wirowej uzyskane przez różnych autorów [2,5,11]

dowiodło, że żaden z wybranych wzorów wstępnych nie oddaje poprawnej wartości wydajności usuwania zanieczyszczeń, co powoduje, że dla każdej nowej konstrukcji osadnika wirowego należy wyznaczyć nowe równania pozwalające na oszacowanie uzyskiwanej wydajności oczyszczania cieczy.

**PODZIĘKOWANIA:** *Praca została sfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego*

### LITERATURA

- [1] Ansari M.A., Khan M.A., 2014. *Performance assessment of vortex settling chambers*, Journal of Hydraulic Engineering, 20, 3, 324–338.
- [2] Athar M., Kothiyari U.C., Garde R.J., 2002. *Sediment removal efficiency of vortex chamber type sediment extractor*, Journal of Hydrological Engineering, 128, 12, 1051–1059.
- [3] Curi K.V., Esen I.I., Velioglu S.G., 1979. *Vortex type solid liquid separator*, Progress in Water Technology, 7, 2, 183–190.
- [4] Huang T.H., Jan C.D., Hsu Y.C., 2017. *Numerical simulations of water surface profiles and vortex structure in a vortex settling basin by using flow-3D*, Journal of Marine Science and Technology, 25, 5, 531–542.
- [5] Keshavarzi A.R., Gheisi A.R., 2006. *Trap efficiency of vortex settling chamber for exclusion of fine suspended sediment particles in irrigation canals*, Irrigation and Drainage, 55, 419–434.
- [6] Kiringu K., Basson G., 2019. *Removal of fine non-cohesive sediment by swirl/vortex settling basin at small river abstraction works*, Proceedings of 19th International Conference on Transport and Sedimentation of Solid Particles, Cape Town, South Africa, 24-27 September 2019.
- [7] Królikowska J., 2011. *Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych*, Inżynieria Ekologiczna 26, 156–170.
- [8] Luyckx G., Berlamont J., 2004. *Removal efficiency of swirl/vortex separators*, Urban Water Journal, 1, 3, 251–260.
- [9] Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., 2020. *The modified primary swirl sedimentation tanks in waste liquids treatment plant: liquid viscosity effect*, Archives of Environmental Protection, 46, 3, 42–48.
- [10] Mashauri D.A., 1986. *Modelling of vortex settling chamber for primary clarification of water*, PhD Thesis, Tampere University of Technology, Tampere, Finland, 217 pp.
- [11] Paul T.C., Sayal S.K., Sakhanja V.S., Dhillon G.S., 1991. *Vortex settling chamber design considerations*, Journal of Hydrological Engineering, 117, 2, 172–189.

**THE MUTUAL INTERACTION BETWEEN DIFFERENT OPERATIONAL FACTORS  
WITHIN NITRIFICATION PROCESS IN TERMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT  
STRATEGIES IN WWTPS**

**M. S. Shourjeh<sup>1</sup>, P. Kowal<sup>1</sup>, B. Szelag<sup>2</sup>, J. Drewnowski<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Gdansk University of Technology, Faculty of Civil and Environmental Engineering,  
Narutowicza, Gdansk, Poland, mehdi.shourjeh@gmail.com ; jdrewnow@pg.edu.pl

<sup>2</sup>Kielce University of Technology, Faculty of Environmental,  
Geomatic and Energy Engineering, Kielce, Poland

**Abstract:** Recently, the influence of operating parameters and their interaction on energy consumption issues have gained increasing attention in wastewater treatment plants (WWTPs). This study demonstrates the mechanisms and operating conditions (e.g., dissolved oxygen concentration (DO), temperature) within nitrification process, which lead to complete domination of ammonium oxidizing bacteria (AOB) over nitrite oxidizing bacteria (NOB) in terms of sustainable development strategies in WWTPs.

**INTRODUCTION**

Emerging technologies in WWTPs are expected to decrease the high costs of energy consumption within nitrite pathways. Several factors such as DO, temperature and pH could be incorporated into the efficiency of innovative technologies along with the application of mathematical modelling. Thus, the importance of interaction between different operational conditions and their recovery effects for each other could achieve nitrogen removal process and maintain the process stability. Conventional methods require remarkable energy to apply oxygen for nitrification and organic matters for denitrification which makes such process expensive (Dosta et al., 2015; Fux and Siegrist, 2004). Nowadays, novel technologies have gained increasing attention in order to alleviate energy input used for nitrogen removal process and carbon needs for denitrification using operational factors specially dissolved oxygen, while low DO concentrations can successfully inhibit NOB activity as well as making the process more cost-effective due to the reduction of oxygen demand. Huang et al. (2016) investigated the use of partial nitrification in a membrane bioreactor (MBR) under DO between 0.8-0.9 mg/L, elevated temperature and FA-FNA control for restricting NOB (Huang et al., 2016). In this research, a relationship between different operational factors has been developed under lab-scale environment to better understand the concept of sustainable development strategies within nitrification process in WWTPs.

**MATERIALS AND METHODS**

Experimental set-up and measurements of N<sub>2</sub>O production were based on series of laboratory experiments carried out in a batch reactor with a working volume of 4 dm<sup>3</sup>. The reactor was

equipped with the systems for continuous monitoring and control of pH, temperature and DO concentration. On-line measurements of N<sub>2</sub>O were conducted using a clark-type N<sub>2</sub>O - R microsensor (Unisense, Aarhus, Denmark). Activated sludge originated from the local large biological nutrient removal (BNR) facility located in the city of Swarzewo. The biomass ranged from 2.0 to 2.5 gMLVSS/m<sup>3</sup>. The nitrification tests were run at different DO set points: 0.5; 0.7; 1.0 and 1.5 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Ammonium constituted sole nitrogen source. At the beginning of the tests its concentration was increased to around 20 g N/m<sup>3</sup>. During each experiment, the process temperature set point was kept at 16°C, pH remained in the range of 7.5 to 8.0, and the mixing intensity was set to approximately 200 rev/min. The adequate amount of alkalinity was ensured by addition of 3 moles NaHCO<sub>2</sub> per each gram of nitrogen. In order to control the process performance, mixed liquor samples were withdrawn from the batch reactor with a set frequency, and then filtered under vacuum pressure on the Whatman GF/C. Concentrations of NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N were determined using Xion 500 spectrophotometer (Dr Lange GmbH, Germany). The total nitrogen concentration was determined in Total Nitrogen Measuring Unit TNM-1 (Shimadzu, Japan). Mixed liquor suspended solids (MLSS) and mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) in the reactor were determined by the gravimetric method according to the Polish Standards (PN-72/C-04559).

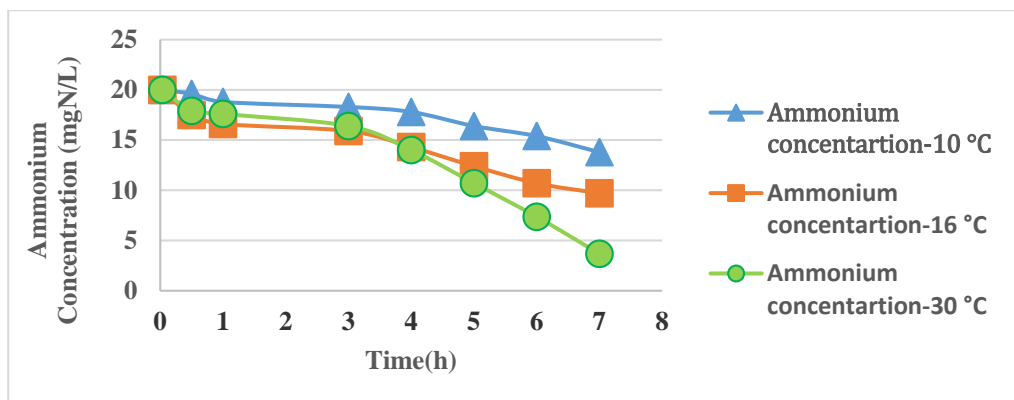
### RESULTS AND DISCUSSION

The ammonium utilization and nitrate production rates (AUR-NPR) had upward trend even under low temperature conditions which confirmed the mutual influence of increasing DO concentration on process efficiency while ammonium successfully converted around 65% even under low temperature (table 1). However, increasing temperature from 10 to 30 °C played an essential role even under low DO concentration 0.5 mg/L to maintain AOB activity and the process stability by applying high temperature 30 °C. In figure 1 under DO=0.5 mg/L, when temperature changed to 30 °C, ammonium conversion rate had faster slope and at the end of test the ammonium concentration decreased down to around 3.6 mgN/L and efficiency close to 81%, demonstrating the strong relationship between operating environment which could remain the process stable.

*Table 1.1*

**The influence of DO variations and low temperature 16 °C on nitrification rates**

Parameters		Dissolved oxygen (mg/L)			
		0.5	0.7	1	1.5
AUR	-	0.87	0.97	1.13	1.57
NPR	-	0.71	0.5	1.13	1.57
Maximum NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	(mg N/L)	0.16	0.81	2.58	1.91
Ammonium conversion efficiency	(%)	47	53	47	65



**Figure 1.1** – The influence of increasing temperature on ammonium conversion rates at DO=0.5 mg/L

## REFERENCES

Dosta, J., Vila, J., Sancho, I., Basset, N., Grifoll, M. and Mata-Álvarez, J. (2015) Two-step partial nitritation/Anammox process in granulation reactors: Start-up operation and microbial characterization. *J. Environ. Manage.*, **164**, 196–205.

Fux, C. and Siegrist, H. (2004) Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitritation/anammox: Environmental and economical considerations. *Water Sci. Technol.*, **50**, 19–26.

Huang, X., Urata, K., Wei, Q., Yamashita, Y., Hama, T. and Kawagoshi, Y. (2016) Fast start-up of partial nitritation as pre-treatment for anammox in membrane bioreactor. *Biochem. Eng. J.*, **105**, 371–378.

## ACKNOWLEDGEMENT

This work was financially supported by National Science Center as a result of the research project no.2017/26/D/ST8/00967.

**THE INFLUENCE OF SELF-CLEANING PROCESSES ON THE QUALITY OF  
DRINKING WATER OF STRYI WATER INTAKE WELLS**

**V. Snitynskyi<sup>1</sup>, P. Khirivskyi<sup>1</sup>, V. Cherniuk<sup>2,3</sup>, I. Hnativ<sup>1</sup>, R. Hnativ<sup>2</sup>, I. Bihun<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Lviv National Agrarian University

<sup>2</sup> Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

<sup>3</sup> Katolicky Uniwersytet Lubelsky Jana Pawła II, Lublin, Polska

According to the conditions of groundwater accumulation in the pores and fissure space of rocks and patterns of their movement, the Stryi River basin is located within two large hydrogeological areas, namely the hydrogeological section of the Eastern Carpathians and the Precarpathian Artesian Basin, which have minimal man-made changes in groundwater quality.

Along the river Stryi, in the area from the village Rozgirche to the village Duliby, the aquifer of the Stryi groundwater deposit with reserves of 270 thousand m<sup>3</sup> / day was formed. Currently, the field is operated by three coastal water intakes: Zhulynsky, Bratkivsky and Lyubynetsky. Water intake wells are located along the Stryi River, which under such conditions is a conditionally unlimited supply circuit. Lyubynetsky water intake provides water to the cities of Drohobych, Truskavets, Stebnyk, Boryslav, Zhulynsky - Lviv, and Bratkivsky - Stryi and Morshyn.

The main indicators of drinking water of centralized water supply networks depend on the quality of water in the sources of drinking water supply of available water resources, technical level and compliance of water purification and distribution systems, the state of water mains, as well as the effectiveness of water protection measures.

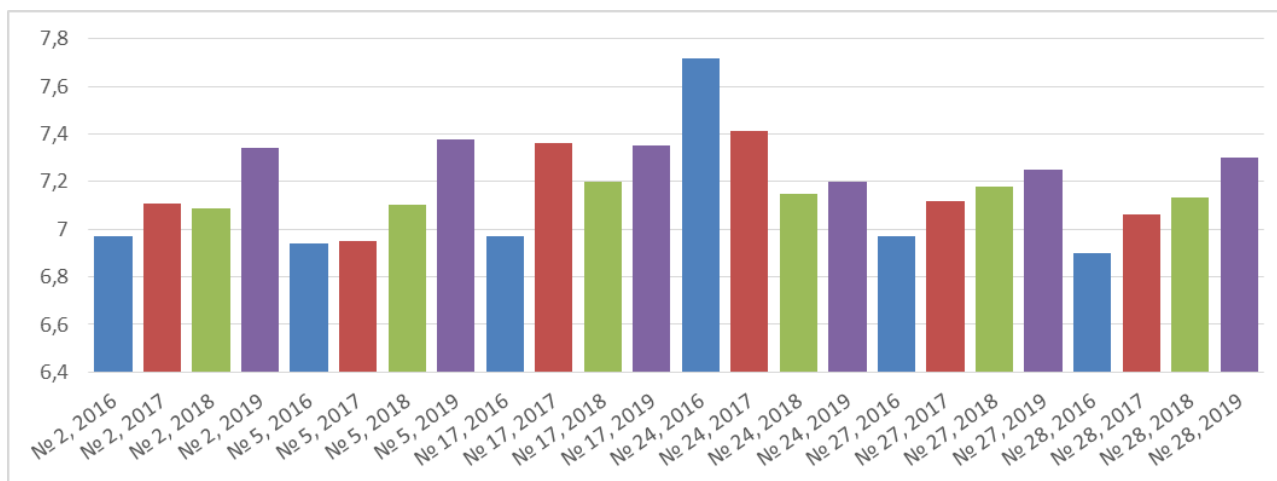
The aim of the work is to study the influence of anthropogenic factors on the quality of drinking water in the wells of the Stryi water intake. The novelty of the work is the main indicators of drinking water quality of the water supply network of Stryi for 2016-2020 years.

Quality control of tap drinking water in Ukraine is mainly carried out before it enters the distribution network. To study the main indicators of drinking water quality of the Stryi water supply network, sampling for analysis was performed at all wells of the Stryi water intake for the period 2016-2019y., and the generalized indicators were taken in clean water tanks (CWT) at the pumping station of the 2nd rise (v. Bratkivtsi). The results of these studies are shown in Fig. 1-2.

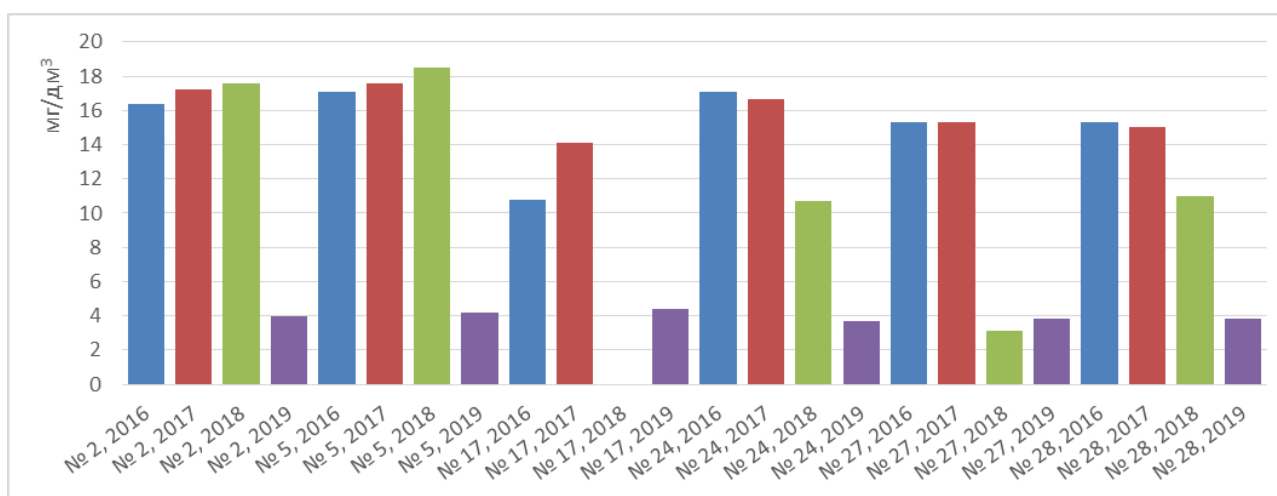
Laboratory studies of the main indicators of artesian water in the wells of the Stryi water intake for 2016-2020 years allowed to draw the following conclusions:

1. At the artesian well № 24 in 2016y. there was a slight increase in the pH of drinking water relative to other wells, but in 2017-2020y. its value decreased and became commensurate with other wells (Fig. 1).

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL



**Figure 1** – Indicators pH of drinking water from the wells of the Stryi water intake for 2016-2020y. (MPC 6.5-8.5)



**Figure 2** – The content of nitrates (nitrate nitrogen) of drinking water from the wells of the Stryi water intake for 2016-2020y. (mg / dm<sup>3</sup>) (MPC ≤50)

2. The pH values of all water intake wells during the study period did not exceed the MPC for drinking water according to DSanPin 2.2.4-171-10.

3. Nitrate content of artesian water in wells for 2019-2020y. significantly decreased, which is explained by the improvement of compliance with the requirements of the water protection zone of the Stryi water intake (Fig. 2).

4. Analysis of drinking water of artesian wells of the water supply system of Stryi shows its high quality and lack of negative impact of river water on the groundwater deposit of Bratkivsky water intake.

5. The quality of river water is satisfactory for its use in domestic and drinking water supply and for recreational purposes.



**EFFICIENCY OF RAINWATER REUSE BY DUAL INSTALLATION  
IN THE TERMS OF A REAL PRECIPITATION**

**P. Suchorab, M. Iwanek**

Lublin University of Technology, Lublin, Poland, p.suchorab@pollub.pl

The climate changing conditions occurring over the past decades result in many environmental consequences, such as long term droughts and short intense rainfalls. More often, there are also regions of a water resources scarcity – the phenomenon which did not happen in these locations previously. It can impact the process of water delivery to consumers through water distribution network. Therefore, new methods of water reuse and recycling are being searched. One of them is a dual installation system, which recycle rainwater from roofs or grey wastewater from bathtubs, showers and sinks. Due to the fact that only some water demands (drinking, cooking, dish washing and hygiene purposes) require the potable water quality, others like: toilet flushing, clothes washing, irrigation can be satisfied by non-drinking quality water. The dual installation system each time should be individually evaluated, considering technical, environmental and economical profitability. During designing the dual installation for rainwater harvesting, not only the annual precipitation, but also the frequency of rainfalls should be taken into account.

The paper presents the exemplary efficiency analysis for rainwater reuse by a dual installation system in the terms of a real precipitation. The dual installation system was designed for a hotel building and its aim is to collect water from roof, store it in the external tank unit and further reuse it for toilet flushing. The efficiency of the dual installation was tested by a numerical simulation, considering the real precipitation, which covers one hydrological year (01.11-31.10) and is characterised by the annual precipitation equal to 1036.83 mm. The model analysis was performed in SWMM 5.1 software. The aim of the paper was to answer the question whether the rain wastewater collected from the hotel roof during the rainfalls is enough to cover the water demand for toilet flushing. Additionally, the water level in storage tank and the frequency of additional storage supply was analysed. The obtained results enabled the required improvements in the dual installation system in order to recycle water more efficiently, especially in the terms of a very irregular precipitation.

**ELECTRICAL TECHNIQUES OF DETECTION OF MOISTURE CAUSED BY  
SANITARY SYSTEM FAILURES**

**Z. Suchorab<sup>1</sup>, H. Sobczuk<sup>1</sup>, T. Bartoszek<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Lublin

<sup>2</sup> IKEA Centres – Lublin

Moisture contained inside the building partitions is a normal phenomenon that occurs in moderate climate. It is a consequence of the structure of the building materials which are porous and prone to water vapour infiltration. Phenomenon of water migration is natural and relies on water condensation, sorption and desorption depending on the indoor and outdoor air condition. The problem starts when water content increases unnaturally and starts to exceed values that are treated as normal conditions. This may run to deterioration of thermal insulating parameters, mechanical properties of the building partitions and decrease of indoor air quality. Main source of the excess water is capillary rise phenomenon from the ground due to water proof insulation failures, flood waters, condensation but also failures of sanitary installations.

Among failures of sanitary installations ought to be mentioned: water supply system failures, leaks in water pipes, failures of valves and fittings, water heating systems of the buildings, failures of building drainage systems and finally the failures of domestic sewage installations. Rapid techniques of masonry moisture detection are very important for quick recognition of the problem, detection of the failures and finding the solutions to solve the problem. These techniques of moisture detection are the indirect methods that rely on determination of the physical parameters that are dependent on water. Among this techniques the most dominant are the electric ones.

Electrical techniques of moisture detection can be divided into the resistance and dielectric methods. In case of the resistance technique the measured parameter is electric conductivity or electric resistance of the measured material. Conductivity or resistance value depends on masonry moisture and after suitable calibration can be utilized to determine masonry moisture and thus indicate the problem. This technique is cheap and popular but prone to the influence of other factors like salinity that may disturb the measurement. More efficient for rapid moisture detection are the dielectric methods where the measured parameter is apparent permittivity which is a measure of the behaviour of matter particles when an external, alternating electric field is applied. Value of the apparent permittivity depends on particle properties and for water, with polar particle geometry equals 80 [-] and significantly differs from other phases like air 1 [-] or solid phase 1 – 15 [-]. This difference in apparent permittivity is substantial for moisture detection. Among dielectric techniques of moisture detection there can be distinguished: capacitance method, microwave method and reflectometric method.

## WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL

One of the most prospective dielectric methods is a reflectometric technique – Time Domain Reflectometry that utilizes reflections of the electromagnetic pulse to evaluate the velocity of signal propagation and thus the apparent permittivity. This method was initially developed to measure moisture of the soils, but currently is adopted to measure water content rigid structure of the building partitions. This adaptation required to modify the measuring sensors construction from traditional invasive probes into the surface, non-invasive; modify the way of signal interpretation and finally individual calibration for building materials.

Time Domain Reflectometry signal analysers and modified non-invasive surface sensors enable to detect and quantify the presence of water in building barriers and enable to detect water from capillary uptake processes but also can be helpful in detection of the sanitary system failures.

**FERMENTATION OF SEWAGE SLUDGE CONTAINING GLYCERIN FRACTION  
OBTAINED IN BIODIESEL PRODUCTION**

**M. Sulewski**

University of Science and Technology in Bydgoszcz, Faculty of Chemical Technology and  
Engineering, Bydgoszcz, Poland, msulewski@utp.edu.pl

Production of fuel based on fatty acid methyl esters (FAME), commonly called biodiesel, is one of the ways to increase the share of renewable fuels.

Biodiesel can be obtained from vegetable oils, animal fats or even waste material containing acylglycerols. The biodiesel production process is a chemical reaction called transesterification between a fat and methyl alcohol in the presence of a specific catalyst.

In theory, the products of transesterification are FAME and free glycerol though, in fact, the reaction is a three-stage equilibrium process. It results in the obtaining of two liquids after completing the reaction: one containing mainly FAME (biodiesel), the other composed of free glycerol, soaps, small amounts of FAME, methyl alcohol and many other compounds.

The crude glycerin phase may constitute a major threat to the environment because of its high BOD, basicity and content of toxic methanol. Besides, it is highly hygroscopic, so adding water to glycerol will decrease the mixture's freezing temperature.

Development of the production of methyl esters results in the formation of large amounts of the glycerol fraction. With such large-scale production, the problem of development of several thousand tonnes of a glycerol fraction containing primarily glycerin, methanol, and soap is very important.

Further development of biodiesel production and increasing the production and use of fatty acid methyl esters will also increase the total amount of the obtained glycerin phase to the point where we have a surplus of glycerol in relation to demand.

One of the methods to utilize the crude glycerin phase may be to use crude glycerol as an additive to sewage sludge and anaerobic fermentation of the obtained mixture. The method has two important advantages: firstly, utilization of the waste byproduct and, secondly, possibility to use the methane obtained during the fermentation process as an environmentally-friendly and renewable energy source.

Methane fermentation is the anaerobic decomposition of organic matter into methane and carbon dioxide with the use of bacteria. It occurs in four stages, with three groups of microorganisms, each of which requires appropriate environmental conditions.

The anaerobic fermentation of sewage sludge with addition of raw glycerin fraction has been studied, as well as kinetics of free glycerol and FAME decomposition during examined process. The influence of pH of the initial mixture on the course of the fermentation process was investigated.

The effect of the amount of added glycerin fraction on the decomposition rate of its main components in the methane fermentation process was investigated. Gas chromatography with a FID detector was used to determine the content of the mixture components.

Sewage sludge from the sewage treatment plant in Bydgoszcz was used as raw materials. The used glycerin layers came from local agro-refineries.

Studies have shown that for the addition of a 3% [m/m] glycerol layer to the sewage sludge, both glycerol and FAME are completely decomposed within approx. 5 days, while for glycerol this time is faster.

Adding the glycerin fraction obtained during biodiesel production to the sewage sludge fermentation process may be one of methods of utilization of the biofuel process byproduct, especially when the demand for alternative uses of glycerol is insufficient in the region where biodiesel is produced. This method of utilization of the glycerin fraction is environmentally friendly and is potentially cost-effective because of the use of biogas energy.

## **WASTEWATER AS A HEAT SOURCE AT WASTEWATER TREATMENT PLANTS**

**W. Szaflik**

West Pomeranian University of Technology in Szczecin, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Szczecin, [szaflik@zut.edu.pl](mailto:szaflik@zut.edu.pl)

The heat discharged along the wastewater can be recovered within the buildings, sewers and at wastewater treatment plants. The article presents methods of heat recovery from wastewater and possibilities of their application at wastewater treatment plants. The heat contained in the wastewater in residential buildings, is most often used for preliminary heating of hot water. The unused heat is discharged with the wastewater into the sewage system and further into the wastewater treatment plant. In most wastewater treatment plants in Poland, the heat is usually not utilized and flows with the treated wastewater to the reception tank. The lack of utilization of this heat is due to the low temperature of the wastewater, which is higher than the temperature of cold water supplied to buildings by a few to several degrees Celsius. This limits the direct use of the heat contained in them with heat exchangers. In wastewater treatment plants, the heat extracted from the higher temperature medium is used for heating, hot water preparation and technological needs. ] In theory, this heat can be recovered through heat exchangers. Wastewater treatment plants are not interested in such a low temperature heat source. It is possible to use the wastewater as a lower heat source for heat pumps. Currently available heat pumps allow to heat the medium to 60°C or even 80°C without any trouble. Industrial compressor heat pumps achieve the efficiency of  $\eta_d=50 - 60\%$  of perfect Carnot heat pump  $\varphi_c$ .

In heat exchangers the temperature of the heated medium is lower than the temperature of the inflowing wastewater. For low temperatures of the wastewater their usability is limited.

For a given lower heat source temperature, the performance of the heat pump decreases as the upper heat source temperature increases. It is assumed that the use of heat pump is efficient for values of COP above four.

Untreated domestic wastewater contains a large amount of suspended solids which cover the surfaces of channels increasing the hydraulic resistance and reducing the flow. Suspended solid cover also the surface of heat exchangers, reducing their effective area. The precipitates on the surface also create additional thermal resistance lowering the value of the heat transfer coefficient and the heat flux extracted from the wastewater. Because of this, heat at wastewater treatment plants is most often extracted from treated wastewater, which practically containing no solids. Heat exchangers should be designed, constructed and located so their surfaces can be easily cleaned from the sewage.

Several facilities located at the wastewater treatment plants require heating. To those we include processing buildings, such as digestion chambers and office buildings. The heat discharged in wastewater can be used for processing, heating the facilities or preparing hot water. Heating installations designed for use of wastewater heat should be designed for low-temperatures. For a

medium with a design temperature of up to 50°C, the compressor heat pumps can be used to achieve the thermal potential. The heat pump will operate at a relatively high coefficient of performance. The heat pumps can also be used for the hot water preparation.

The low-temperature heat can also be used to heat sewage sludge directed to separate digesters where mesophilic sludge digestion is conducted.

The temperature of the wastewater leaving the apartment building is higher than the temperature of the cold water supplied. This is due to the fact that part of the water supplied to the residential building and used by the tenants of the buildings is heated to a temperature of about 55°C. On average 35% of hot water used in residential buildings has this temperature. The temperature of wastewater does not exceed 25°C during the summer and rarely drops below 10°C during the winter. Figure 1 presents the average temperatures during a year of water at the Miedwie intake, treated wastewater temperature at Zdroje WWTP, and air temperature at meteorological station in Szczecin during 2020. The average annual temperature of water taken from the intake was 8.8°C, of wastewater at the treatment plant 19.0°C, and of air 10.7°C. It can be seen that the wastewater has the highest temperature (except for a few days where the air was higher). The 24-hour average air temperature is characterized by largest daily amplitudes. In cold period it is basically lower than the cold water temperature, while in the summer it is higher than it.

The article presents the results of comparison of heat pump performance at a wastewater treatment plant when the lower heat source is the wastewater and outside air. The comparison was made for Waste Water Treatment Plant Zdroje in Szczecin.

As the temperature of the upper heat source increases, the performance of heat pumps decreases. In January, for a heat source temperature between 30°C and 60°C, the performance of a heat pump with wastewater as the lower heat source is 88% to 30% higher than for air as the lower heat source. In April, the efficiency is 53% to 18% percent higher for studied lower heat sources.

It can be concluded that at wastewater treatment plants, the most advantageous lower heat source for the heat pump is the wastewater, as its temperature during the heating period is much higher than the temperature of other possible lower heat sources such as air, ground or water drawn from the ground, or water from watercourses or reservoirs.

The performance of heat pumps, for a heat source at a given temperature, depends on the temperature of the upper heat source. As the temperature of the upper heat source increases, the performance of the heat pump and economic efficiency decreases. Above a certain temperature of the upper heat source a heat pump is not economically justifiable. Therefore, they are mainly used at low heat pump temperatures. The problem of heat utilization in wastewater treatment plants lies in the limited possibilities of heat utilization with heat pumps, due to their low thermal potential.

To utilize heat pump for heating purposes, the heating medium should have low temperature, while the central heating should be designed to utilize systems with low heat such as floor heating.

**THE EFFICIENCY OF MESOPHILIC ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SEWAGE  
SLUDGE AND ORANGE PULP**

**A. Szaja, M. Lebiocka, A. Montusiewicz, I. Wajs**

Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Lublin, Poland,  
a.szaja@pollub.pl

The disposal of various groups of wastes remains a challenge. Despite their beneficial and valuable properties, their technological and energetic potential is still untapped. This group includes the by-products from orange juice manufacturing. It should be noticed that during its production, about 50–60% of fruit becomes a waste. Currently, such by-products are used as livestock feed, in production of fertilizers, pectin, ethanol as well as essential oils. However, due to significant amounts of this waste and its rapid deterioration, new applications are constantly being sought.

Among them, anaerobic digestion (AD) is known as a promising technology allowing for both energy recovery and effective waste management. Nevertheless, the implementation of orange juice by-products in AD is still a serious problem, because of limonene presence, its acidic pH as well as high biodegradability. Limonene, a cyclic terpene, is recognized as a major AD inhibitor that affects the hydrolytic-acidogenic and methanogenic activity. Moreover, its complex chemical structure results in its resistance to hydrolysis. For this reason, various expensive and energy-consuming pre-treatments, including steam explosion and distillation, solvent leaching as well as biological methods (fungi, alkali application and ensiling) to remove limonene have been studied. In this context, the co-digestion with other wastes might be a promising solution. The application of an adequate substrate may reduce its negative impact through dilution the limonene load. One of the most widely used substrates in AD is sewage sludge (SS). It should be pointed out that its mono-digestion results in a low methane production. Moreover, implementation of this strategy at WWTPs does not require a construction of new objects and may improve an energy balance of the facility.

In the present study, the mesophilic anaerobic co-digestion of municipal sewage sludge and orange pulp was examined. The influence of application this co-substrate was evaluated on the basis of the biogas/methane production, organics removal as well as process stability. The experiments were performed in batch mode at temperature of  $37\pm 1^\circ\text{C}$ . Two different doses of 2.5 and 5.0 g of untreated pulp were added to SS. Moreover, one series (control reactor) was fed only sewage sludge.

The obtained results indicated that in co-substrate presence the improvement of both biogas and methane potential was observed. As compared to SS mono-digestion, the enhancements of 6.1 and 15.3% were found in co-digestion series. The average values were 508 and 552 L kg<sup>-1</sup> VS, while in the control reactor it was 479 L kg<sup>-1</sup> VS. Regarding the methane potential, an analogous trend occurred. This parameter was established at level of 309 and 326 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS in co-digestion



reactors, whereas in the control series, it was 291 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS. It should be noticed that the most beneficial results corresponded to the highest orange pulp dose. The application of this substrate influenced also a biogas and methane production rates. In the case of the first parameter, in co-digestion series the values of 0.841 and 0.952 d<sup>-1</sup> were found. In turn, for methane the obtained results were 0.511 and 0.563 d<sup>-1</sup>. The mono-digestion of SS reduced the rates by approx. 9 and 20% as compared to the co-digestion series. Similarly to the biogas and methane potential, the highest values were found in the presence of 5 g orange pulp. Importantly, in the orange pulp occurrence, an improvement of organics removal was achieved. Regardless of co-substrate dose, the comparable VS removal of 60% occurred. For TS, in the case of lower co-substrate dose, its removal was established at level of 48.9%. In the presence of 5.0 g orange pulp, this parameter reached the value of 47.0%. In the control reactor, these parameters were 56.6 and 44.7% for VS and TS removals, respectively. Additionally, despite the introduction of a substrate with low pH and limonene occurrence, the AD proceeded in a stable way in all co-digestion reactors. The pH values, alkalinity, VFA concentrations were at a level favorable for methanogens. The observed improvements in co-digestion series were related with introduction of a substrate reached in biodegradable organic matter and valuable micro- and microelements that improved the feedstock composition. Because of enhanced biogas and methane productions, the application of untreated orange pulp at doses of 2.5 and 5.0 g to SS may be considered as a profitable solution for WWTPs.

**DISTRIBUTION OF CONTAMINANT BINDING PARTICLES IN  
A DRINKING WATER RESERVOIR**

**E. Szalińska<sup>1</sup>, M. Szlapa<sup>2</sup>, P. S. Hachaj<sup>2</sup>, P. Orlińska-Woźniak<sup>3</sup>, E. Jakusik<sup>3</sup>, P. Wilk<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> AGH University of Science and Technology, Cracow, Poland

<sup>2</sup> Cracow University of Technology, Cracow, Poland

<sup>3</sup> Institute of Meteorology and Water Management, National Research Institute, Warsaw, Poland  
eszalinska@agh.edu.pl

Transport of sediment particles from the catchment to a dammed reservoir is of utmost importance, especially when the reservoir serves as a drinking water source. In the current study we have tracked the selected fractions of sediment particles (SMAG, SILT, and CLAY) from their source of origin (Raba River catchment) to the deposition area being in a dammed reservoir (Dobczyce Reservoir). This research was possible due to the combined performance of two models (SWAT and AdH/PTM) under the umbrella of the Macromodel DNS digital platform. Moreover, a variant scenario analysis including RCP 4.5 and 8.5, and land use change forecasts have been applied.

Although the studied river catchment is extremely prone to erosion, and under the forecasted climate change will respond in increasing sediment loads, this response will eventually be attenuated by the reservoir. Due to the very fortunate location and natural setup of the studied reservoir, the two first zones will maintain their trapping role for the larger particles (SILT), even during periods of highly increased sediment delivery periods under the adopted climate and land use scenarios. As for the finer particles (CLAY), their increased mobility into the reservoir is clearly visible both under short- and long-term scenarios which raises concerns due to their contaminant binding affinity, and possible impact on drinking water quality. The altered high flow period, April-October, will increase the mobility of these particles, pushing them to flow to the last reservoir zone, and even downstream from the reservoir. Generally, the share of this fraction flowing to zone D will be increased even by 30% (December) when compared to the baseline scenario, but only an average of 10% of them will settle there. Since this zone is used as a source of drinking water, the extended presence in this part of the reservoir should be further investigated due to their role as a contaminant carrier, as previously discussed.

**MODELE I WZORCE DESZCZÓW DO WERYFIKACJI NIEZAWODNOŚCI  
DZIAŁANIA KANALIZACJI WE WROCŁAWIU W PERSPEKTYWIE 2050 ROKU**

**K. Wartalska<sup>1</sup>, B. Kaźmierczak<sup>1</sup>, M. Wdowikowski<sup>1</sup>, J. Piekarski<sup>2</sup>, A. Kotowski<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Wrocław

<sup>2</sup>Politechnika Koszalińska, Wydział Inżynierii Lądowej, Środowiska i Geodezji, Koszalin

W kontekście wymagań europejskiej normy PN-EN 752, wdrożonej do prawodawstwa polskiego w latach 2000/2001, a także zgodnie z postulatem Europejskiego Komitetu Normalizacji (CEN) w państwach członkowskich Unii Europejskiej należy ujednoczyć poziom ochrony terenów zurbanizowanych przed wylewami z systemów kanalizacyjnych.

Bezpieczne projektowanie i eksploatacja systemów kanalizacyjnych ma na celu zapewnienie wymaganego standardu odwodnienia terenów wg PN-EN 752, który determinuje zdolność systemu do przyjęcia maksymalnych (prognozowanych) strumieni wód deszczowych z częstością równą dopuszczalnej (akceptowalnej społecznie) częstości wystąpienia wylania na powierzchnię terenu.

Modelowanie niezawodności działania systemów kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej na terenach zurbanizowanych, zalecane normą PN-EN 752, jest w Polsce wciąż rzadko stosowane, m.in. z braku wiarygodnych wzorców deszczów modelowych, w tym zwłaszcza z uwzględnieniem prognozowanych zmian intensywności deszczów w przyszłości. Dotychczas stosowano wzorce deszczów opracowane w Niemczech – np. Eulera typu II i DVWK, w domniemaniu, że są one również odpowiednie dla polskich warunków hydrologicznych. Wzorce te formułowano w oparciu o lokalne krzywe wysokości DDF (Depth-Duration-Frequency) – tworzone z aktualnych modeli deszczów maksymalnych, tj. bez uwzględnienia wpływu zmian klimatu. Modelowanie hydrodynamiczne systemów kanalizacyjnych jest najczęściej stosowane w celu sprawdzenia poprawności wymiarowania kanałów, w tym objętości zbiorników retencyjnych, ze względu na potencjalne zagrożenia środowiskowe powodowane nadpiętrzeniami i wylewami z sieci.

W niniejszej pracy przedstawiono metodykę estymacji parametrów rozkładu GED do formułowania: dotychczasowych postaci modeli deszczów maksymalnych oraz modeli prognostycznych, tj. z uwzględnieniem trendów zmian intensywności deszczów w przyszłości, a także metodykę tworzenia hietogramów wzorcowych na potrzeby modelowania niezawodności działania systemów kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej we Wrocławiu. Na tych podstawach opracowano i porównano uogólnione wzorce deszczów krótkotrwałych - o charakterze konwekcyjnym, utworzone z krzywych DDF z aktualnego modelu GED oraz z modelu predykcyjnego GED – prognozowane na 2050 r.

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL  
**METHODS OF REDUCTION OF HEAVY METALS  
CONTAMINATION IN WATER AND SOIL**

**K. Witt**

Faculty of Chemical Technology and Engineering, UTP University of Science and Technology,  
Bydgoszcz, Poland, Katarzyna.Witt@utp.edu.pl

It is well known that heavy metals naturally exist in the earth's crust. Decomposition of parent rocks and volcanic eruptions also cause that metals get into the water and soil. Heavy metals released in such ways represent a natural level of contamination, this is the so-called water/soil background, which does not pose any threat to environment. Dangerous contamination occurs when the concentration of heavy metals in water or soil is atypical, i.e. much higher than the background, The increased amount of heavy metals in the environment is largely conducted with human activity, especially progressive urbanization, rapid industrial development, smelting, and metal mining processes.

In recent years, the removal of heavy metals contamination from aqueous solutions (e.g. industrial wastewater) has become a key issue in the protection of the aquatic and the terrestrial environment. A number of methods for their treatment can be distinguished. Water solutions contained metal ions are treated using physical, chemical, and biological methods. Usually, heavy metals are removed from water and wastewater using conventional techniques: chemical precipitation, reverse osmosis, evaporation, and ion exchange.

In turn, removal of heavy metals from soil can be performed by in-situ or ex-situ remediation methods. In-situ remediation is related to carrying out cleaning processes at the site of contamination. Whereas ex-situ remediation consists of extracting contaminated soil, transporting it to the place, in which it will be cleansed.

At the conference, a review of methods of removing metal ions from water and soil will be presented.

**THE ANALYSIS OF THE SEPARATION PROCESS FOR  
THE GLYCEROL-HEAVY SOLIDS SYSTEM**

**S. Włodarczak, A. Krupińska, M. Ochowiak, M. Markowska, M. Matuszak**

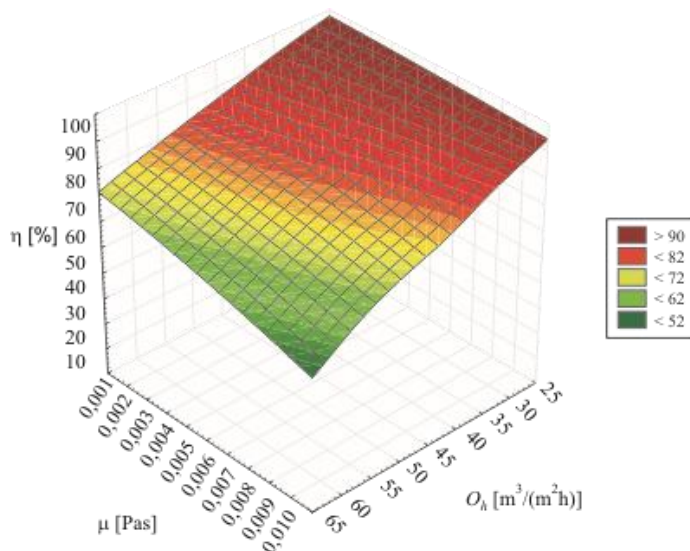
Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań, Polska

sylwia.wlodarczak@put.poznan.pl

Dynamiczny rozwój cywilizacyjny oraz zmiany klimatyczne wywierają silny wpływ na środowisko i wiele aspektów życia. Prowadzi to także do deficytów zasobów wodnych. W związku z tym konieczne jest rozwijanie nowych technik i metod zarówno magazynowania zasobów wodnych, ich odprowadzania, jak i oczyszczania w celu dalszego wykorzystania. Wśród zanieczyszczeń wód opadowych można wyróżnić zawiesiny, metale ciężkie, związki azotowe czy związki biogenne. Z tego względu istotne są procesy oczyszczania wód opadowych, tak aby można było ponownie wykorzystać nieliczne dostępne zasoby wodne. Znaczącą rolę odgrywa w tym przypadku projektowanie oraz dobór nowoczesnych technologii [1].

Osadniki wirowe są urządzeniami służącymi do wyłapywania zanieczyszczeń stałych, osadów, zawiesin ze ścieków deszczowych i roztopowych, a także ze ścieków technologicznych płynących grawitacyjnie kanalizacją. Osadniki te są odpowiednim rozwiązaniem na terenie zurbanizowanym, gdzie wymagane są urządzenia o dużej efektywności i stosunkowo małych gabarytach. Osadniki wirowe z zasady charakteryzują się wysoką skutecznością oczyszczania, mniejszą od pozostałych osadników powierzchnią zabudowy w planie, możliwością umieszczenia wlotu do osadnika pod dowolnym kątem, co usprawnia podłączenie go do sieci kanalizacyjnej, a także łatwą eksploatacją [2,3].

Analiza procesu separacji obejmowała wpływ lepkości fazy ciągłej na sprawność osadnika wirowego. W badaniu wykorzystano osadnik wirowy z przegrodą wzdłużną o średnicy wewnętrznej  $D = 0,19$  m, wysokości  $H = 0,69$  m, średnicy wewnętrznej króćca wlotowego i wylotowego  $d = 0,028$  m, wysokości osi króćca wlotowego na przecięciu ze ścianą zbiornika  $h_1 = 0,4$  m, wysokości osi wylotu z króćca wlotowego wewnątrz osadnika  $h_{1w} = 0,2$  m, wysokości osi króćca wylotowego na przecięciu ze ścianą zbiornika  $h_2 = 0,4$  m, wysokości osi wlotu do króćca wylotowego wewnątrz osadnika  $h_{2w} = 0,4$  m oraz wysokości zawieszenia przegrody w osadniku wirowym  $h_b = 0,3$  m. Badanymi cieczami były wodne roztwory gliceryny o stężeniu wagowym 24, 41, 50, 55 i 59% wagowych, o gęstości  $\rho_c$  1059, 1103, 1127, 1141 oraz 1152 kg/m<sup>3</sup>, których lepkość  $\mu_c$  wynosiła odpowiednio  $2 \cdot 10^{-3}$ ,  $4 \cdot 10^{-3}$ ,  $6 \cdot 10^{-3}$ ,  $8 \cdot 10^{-3}$  i  $10 \cdot 10^{-3}$  Pa·s. Zastosowane cząstki stałe ciężkie stanowiła mieszanina ziaren kwarcu i skaleni o średniej średnicy 125  $\mu\text{m}$ .



**Rysunek 1** – Zależność sprawności separacji cząstek stałych ciężkich o średniej średnicy 125  $\mu\text{m}$  od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej

Na rysunku 1 przedstawiono zależność sprawności separacji cząstek stałych ciężkich o średniej średnicy 125  $\mu\text{m}$  od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej. Badania wykazały, że wraz ze zwiększającą się lepkością cieczy newtonowskiej stopień separacji cząstek stałych ciężkich maleje. Jest to związane z przepływem laminarnym w osadniku, co uwidacznia się w wartościach liczby Reynoldsa, oraz coraz mniejszą prędkością sedymentacji cząstek stałych. Przy obciążeniu hydraulicznym o wartości 63  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  przy lepkości cieczy na poziomie  $10 \cdot 10^{-3}$  Pa·s stopień separacji cząstek o średnicy 125  $\mu\text{m}$  wynosi 55%, co w porównaniu do fazy wodnej jest wynikiem o 28% niższym.

#### PODZIĘKOWANIE

*Praca została sfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.*

#### LITERATURA

- [1] Sawicka-Siarkiewicz H. (2011). Oczyszczanie wód opadowych w separatorach i osadnikach w kontekście wymagań określonych w przepisach prawnych, *Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 52, 140–152.
- [2] Ansari M.A., Khan M.A., (2014). Performance assessment of vortex settling chambers, *Journal of Hydraulic Engineering*, 20 (3), 324–338.
- [3] Keshavarzi A.R., Gheisi A.R. (2006). Trap efficiency of vortex settling chamber for exclusion of fine suspended sediment particles in irrigation canals, *Irrigation and Drainage*, 55, 419–434.

## **OBECNOŚĆ POZOSTAŁOŚCI LEKÓW NIESTEROIDOWYCH I NONYFENOLI W ŚRODOWISKU WODNYM POŁUDNIOWEJ POLSKI**

**E. Wysowska<sup>1,2</sup>, I. Wiewiórska<sup>2</sup>, A. Kicińska<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>AGH Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica - Kraków, Polska

Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska

<sup>2</sup>„Sądeckie Wodociągi” Spółka z o.o. - Nowy Sącz, Polska

ewa.wysowska@swns.pl

Problem pozostałości leków w wodzie i wynikającego z tego tytułu potencjalnego narażenia zdrowotnego ludzi jest wciąż niedostatecznie zbadany. Wzrastająca koncentracja w środowisku wodnym niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ) oraz nonyfenoli stanowi coraz większe zagrożenie zdrowotne dla zwierząt i ludzi, na co już zwracało uwagę WHO. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi zwraca uwagę na obecność w wodzie nowych mikrozanieczyszczeń, w tym pozostałości leków i hormonów. Komisja Europejska (KE) wprost wskazuje na potrzeby uzupełnienia wiedzy o substancjach farmaceutycznych i ich stężeniach w środowisku. Farmaceutyki przedostają się przede wszystkim do środowiska ze ściekami komunalnymi, z zakładów produkcyjnych, szpitali oraz z odchodami zwierząt hodowlanych.

Celem artykułu jest określenie stanu wiedzy naukowej oraz prezentacja pilotażowych wyników badań obecności wybranych farmaceutyków w wodach powierzchniowych rzeki Dunajec i studniach infiltracyjnych zaopatrujących w wodę zakłady uzdatniania wody w południowej Polsce. Przeprowadzone badania obejmowały następujące grupy farmaceutyków, które są najpowszechniej stosowane: (1) niesteroidowe leki przeciwbólowe i przeciwgorączkowe: Ibuprofen, Fenazon, Acetaminophen, Propyphenazon, Ketoprofen, Pentoxifylline, (2) farmaceutyki stosowane w celu obniżenia poziomu lipidów we krwi: Bezafibrat, Fenofibrat, Gemfibrozil, (3) leki stosowane w kardiologii, w szczególności w celu obniżenia ciśnienia tętniczego krwi oraz w leczeniu arytmii: Atenolol, Sotalol, Metoprolol, antybiotyki: Trimethoprim, Clarithromycin, Amoksycylina, Sulfamethoxazol, Piperacillin, Erytromycyna, Sulfadimidyna, Dehydrate-Erythromycine, 4N-Acetylsulfamethoxazol, (4) leki stosowane w leczeniu reumatoidalnego zapalenia stawów: Naproksen, Fenoprofen, (5) leki przeciwdrgawkowe, stosowane w schorzeniach neuropatycznych oraz uspokajające: Carbamazepin, Primidon, Oxazepam, Temazepam oraz (6) nonyfenole.

**PROBLEMATYKA PROCESU MIESZANIA W  
BIOREAKTORACH Z OSADEM CZYNNYM**

**J. Zaburko<sup>1</sup>, J. Szulżyk-Cieplak<sup>2</sup>, M. Widomski<sup>1</sup>, R. Babko<sup>3</sup>, G. Łagód<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, Lublin, Polska

<sup>2</sup>Wydział Podstaw Techniki, Politechnika Lubelska, Lublin, Polska, j.szulzyk-cieplak@pollub.pl

<sup>3</sup>Instytut Zoologii Narodowej Akademii Nauk Ukrainy im. Schmalhausena,  
Departament Fauny i Systematyki Bezkręgowców, Kijów, Ukraina

Właściwy przebieg procesu oczyszczania ścieków w bioreaktorach z osadem czynnym determinowany jest odpowiednim stopniem wymieszania ścieków z kłaczkowatą zawiesiną mikroorganizmów. Układ mieszania powinien zapewnić poziom turbulencji, które z jednej strony powodują jednorodne rozproszenie biomasy w całej objętości reaktora, tj. pełną homogenizację i utrzymanie jej w stałym zawieszeniu, a z drugiej strony nie rozrywają oraz nie rozdrabniają kłaczek osadu czynnego. W związku z tym, że technologia osadu czynnego wykorzystywana była pierwotnie do utlenienia związków organicznych węgla oraz nityfikacji, stąd też do mieszania i homogenizacji objętości bioreaktorów wykorzystywane były systemy napowietrzania. Napowietrzanie w takich bioreaktorach było jednym z najbardziej energochłonnych procesów realizowanych w trakcie oczyszczania ścieków. W momencie wprowadzenia wymagań dotyczących konieczności zapewnienia oczyszczania ścieków z podwyższonym stopniem usuwania związków biogenych, wydzielone zostały strefy anaerobowe i anoksyczne (fazy cyklu w wypadku reaktorów porcjowych) niezbędne do zespolonego usuwania związków węgla, azotu oraz fosforu. W takiej sytuacji pojawiła się potrzeba zastosowania systemów mieszania niepowodujących napowietrzania. Jako rozwiązania konstrukcyjne zapewniające tego typu mieszanie stosowane były różnej konstrukcji pompy, mieszadła łopatkowe, mieszadła wstęgowe, hydrośmigła, itp. Opracowując nowe konstrukcje mieszające zaproponowano układ mieszania osadu czynnego, oczyszczanych ścieków i wód nadosadowych w bioreaktorach SBR, który zapewnia odpowiednie warunki dla rozwoju kłaczek osadu czynnego, przy maksymalnej homogenizacji objętości reaktora oraz jednoczesnej minimalizacji nakładów energetycznych. Zaproponowane rozwiązanie zapewnia wysoki stopień podnoszenia czynnika procesowego z dna reaktora oraz niskonakładową homogenizację – jednorodne rozproszenie kłaczek osadu czynnego i ścieków w całej objętości bioreaktora. Opisywana konstrukcja mieszająca działa poprzez wytworzenie odpowiednich warunków do transportu zgromadzonego przy dnie i zagęszczonego osadu, za pomocą zastosowanego układu wolnoobrotowego i wykorzystania niewielkich różnic w gęstości stratyfikowanych warstw bioreaktora z osadem czynnym.



**SKRÓCONA NITRYFIKACJA W REAKTORZE  
HYBRYDOWYM ZE ZŁOŻEM RUCHOMYM**

**O. Zając, J. Walczak, K. Sytek-Szmeichel, M. Żubrowska-Sudoł**

Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska,  
Warszawa, Polska, justyna.walczak@pw.edu.pl

Od kilkunastu lat prowadzone są intensywne prace badawcze mające na celu zrozumienie mechanizmów związanych z hamowaniem procesu nitryfikacji na fazie utleniania azotu amonowego do azotu azotynowego (tzw. fazie nitrytacji). Najczęściej dotyczą one bocznego ciągu oczyszczania ścieków z deamonifikacją.

W badaniach własnych, stanowiących przedmiot posteru, sprawdzano możliwość uzyskania skróconej nitryfikacji w układzie hybrydowym symulującym ciąg główny oczyszczania ścieków z nitryfikacją/denitryfikacją. Celem przeprowadzonego eksperymentu było określenie wpływu zastosowania strategii naprzemiennego napowietrzania na obniżenie w biomacie ilości bakterii prowadzących drugą fazę nitryfikacji (NOB, *ang. Nitrite Oxidizing Bacteria*) lub/i zahamowanie aktywności tej grupy mikroorganizmów, a w efekcie uzyskanie skróconej nitryfikacji. Badania przeprowadzono w laboratoryjnym modelu reaktora MBSBBR-IFAS (Moving Bed Sequencing Batch Biofilm Reactor – Integrated Fixed-Film Activated Sludge) o objętości czynnej 28l. Jako nośniki biomasy wykorzystano złożo ruchome EVU- Perl charakteryzujące się czynną powierzchnią właściwą wynoszącą 600 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Reaktor pracował w systemie trzech ośmiogodzinnych cykli na dobę. W eksperymencie wyróżniono dwa okresy badawcze: 1) z napowietrzaniem ciągłym oraz 2) z napowietrzaniem naprzemiennym w układzie 40 min z napowietrzaniem i 10 min bez napowietrzania. W celu śledzenia aktywności mikroorganizmów nitryfikacyjnych, a pośrednio również ich ilości, wykorzystano testy porcjowe umożliwiające wyznaczenie szybkości pierwszej i drugiej fazy nitryfikacji. Testy prowadzono dla obu form biomasy występujących w reaktorze MBSBBR-IFAS, tj. dla osadu czynnego oraz dla błony biologicznej rozwiniętej na ruchomych nośnikach.

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że wprowadzenie strategii naprzemiennego napowietrzania sprzyjało hamowaniu II fazy nitryfikacji. W teście porcjowym przeprowadzonym w drugim etapie badawczym odnotowano kumulację azotynów na poziomie 7,25 mg N-NO<sub>2</sub>/l, podczas gdy w pierwszym etapie badawczym wyniosła ona jedynie 2,28 mg N-NO<sub>2</sub>/l. W przypadku błony biologicznej rozwiniętej na ruchomych nośnikach w obu okresach badawczych nie odnotowano kumulacji azotynów. W tym przypadku cały dostępny ładunek azotu amonowego utleniany był do azotanów.

*Zagadnienie realizowano w ramach projektu badawczego pt. „Identyfikacja, charakterystyka i modelowanie procesu COMAMMOX - nowego ogniwa w obiegu azotu w układach oczyszczania ścieków”, (OPUS14) Umowa nr UMO-2017/27/B/NZ9/01039, finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki*

**ANAEROBIC TREATMENT OF SUGAR-INDUSTRY WASTEWATER  
IN A FLUIDIZED ACTIVE FILLING REACTOR**

**M. Zieliński, M. Dębowski**

University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Olsztyn, Poland, marcin.zielinski@uwm.edu.pl

Introduction

Sugar-industry effluent is characterized by a high load of suspended solids and nutrients and by a high COD (Chemical Oxygen Demand) mainly due to the presences of carbohydrates. Discharge of such effluent into the environment has a negative impact on aquatic ecosystems. As of recent years, fermentation reactors have been the preferred method for treating sugar-industry effluent. Advantages of fermentation reactors include low operating costs, small size of the bioreactors not requiring large investment plots, low excess sludge, which can usually be used as a nitrogen- and phosphorus-rich fertilizer provided high soil enzymes activity and greater stability in crop production, their capacity to treat highly-polluted wastewater and operating at high organic load rates (OLRs).

The fluidized active filling (FAF) method presented in this paper is an innovative solution not previously used to treat sugar-industry effluent. The use of a microcellular extrusion process to create microspheres can increase the active surface area available for anaerobic sludge microorganisms, which limits the wash-out of biomass from reactors and increases the microflora-effluent contact surface. Sewage treatment processes may be further supported by enriching filling components with metal additives and magnetic fluid activators, which has been shown, for example, to reduce the surface tension of effluent, promote biogas removal and facilitate the hydrogen sulphide fixation by iron ions.

The aim of the present study was to determine the impact of fluidized active filling (FAF) on the effectiveness of anaerobic treatment of sugar-industry effluent, the production efficiency and the qualitative composition of the biogas produced.

Methodology

The study was conducted on a semi-industrial scale and in three stages. The stages were differentiated by the organic load rate (OLR) in the anaerobic chamber. The experiment was concluded upon the successful achievement of the target process results related to effluent treatment efficiency and biogas and methane production efficiency. The OLR range for the study was from 4.0 kg COD/m<sup>3</sup>·d to 8.0 kg COD/m<sup>3</sup>·d. Prior to the start of the exact study, the anaerobic sludge was adapted to the process conditions by running a fluidized active filling reactor (FAF-R) at an OLR of 1.0 kg COD/m<sup>3</sup>·d for 40 days. The FAF used in the research was produced using the technology of microcell extrusion of transparent, granulated plasticized poly(vinyl chloride) (Alfavinyl GFM/4-31-TR, Alfa sp. z o.o., Warsaw, Poland). The material was chosen due to its common use. The reactor

was fitted with a vertical agitator rotating at 30 rpm. Raw sugar wastewater was delivered every 24 h and stored in a retention tank. The effluent from the retention tank was fed to the FAF-R in 24 doses per day, for 10 min per dose, through a rotary lobe pump with a capacity of 150 dm<sup>3</sup>/h. The FAF-R was constructed upon a pallet container with a total volume of 1000 dm<sup>3</sup> and an active volume of 600 dm<sup>3</sup>. As with the hydrolysis tank, the reactor was fitted with a vertical agitator rotating at 60 rpm and working on a 30 min on/30 min off operating scheme. Due to the density of the tested FAF, which was lower than the reactor contents (an anaerobic sludge and effluent mixture), the tank acted as a contact reactor with a fluidized filling during the mixing-on periods. The volume of FAF fed into the reactor was 200 dm<sup>3</sup>. During the mixing intervals, FAF flotation occurred and a filtration layer formed at the top of the tank.

#### Results and conclusions

Effluent treatment technologies based on methane fermentation have been gaining great recognition among operators in recent years. Unfortunately, their wide take-up is hampered by their many limitations. One disadvantage of the fermentation methods is that the anaerobic process is characterized by low nitrogen and phosphorus removal rates and difficulties with separating treated effluent from the fermentation microflora. This precludes anaerobic reactors from being used to produce final discharge-ready water. As such, it is necessary to identify solutions that would counteract these limitations of fermentation reactors. One of the potential solutions is offered by the active filling.

Within the studied OLR range of 4.0–6.0 kg COD/m<sup>3</sup>·d, the COD removal rate was higher than 74%, leading to a concentration of 879 ± 235 to 1141 ± 206 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> in the outflow. At these experimental stages, the methane content in the biogas was around 70%. Increasing OLR to 6.0 kg COD/m<sup>3</sup>·d led to a significant reduction in the observed results of methane digestion of the sugar-industry effluent. The COD at the outflow increased and averaged 2113 ± 255 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> at a removal rate of 68.9 ± 4%. A lower by 10% methane content in the biogas were also observed, reaching 61.9 ± 3.1%. Decreased effluent treatment and methane fermentation efficiencies were correlated with an observed pH decrease to 6.75 ± 0.18 and the FOS/TAC ratio increase to 0.44 ± 0.2.

It was shown that the use of FAF-R could improve phosphorus removal rates. The process efficiency ranged from 64.4 ± 2.4 to 81.2 ± 8.2% at different stages. The regime of operation and filtering the treated effluent through a magnetically-active filling layer also led to low levels of total suspended solids in the treated effluent.

**DYWERSYFIKACJA UJEĆ JAKO ELEMENT ZARZADZANIA RYZYKIEM W  
SYSTEMIE ZAOPATRZENIA W WODĘ**

**I. Zimoch<sup>1</sup>, M. Grabuńczyk<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Politechnika Śląska, Katedra Inżynierii Wody i Ścieków, Gliwice, izabela.zimoch@polsl.pl

<sup>2</sup>Głubczyckie Wodociągi i Kanalizacja Sp. z o.o., Głubczyce

**Abstrakt**

Zaopatrzenie ludności w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi odbywa się z wykorzystaniem systemu zaopatrzenia w wodę (SZW), który jest systemem rozległym i funkcjonującym w zróżnicowanych warunkach eksploatacyjnych. Zmienność warunków oraz duża liczba elementów, z których składa się infrastruktura wodociągowa, powoduje losowe niesprawności fragmentu systemu, a w skrajnych przypadkach awarii doprowadza do całkowitego zaprzestania dostawy wody do ludności. Niezbędnym warunkiem dla utrzymania dostaw wody do odbiorców jest utrzymanie sprawności i prawidłowe działanie infrastruktury wodociągowej, co przekłada się na wysoki poziom niezawodności oraz bezpieczeństwa eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę.

Zalecane od ponad 20 lat przez Światową Organizację Zdrowia podejście do bezpieczeństwa wody, oparte na zarządzaniu ryzykiem w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu konsumenta skutkowało najpierw rewizją Dyrektywy 98/83/WE (Drinking Water Directive DWD) przeprowadzoną w 2015 roku, a następnie zatwierdzeniem w grudniu 2020 r. przez Parlament Europejski i Radę Europy nowej dyrektywy dotyczącej jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (DWD 2020/2184). W Polsce przełożyło się to na zmiany wprowadzone ustawą z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne, zobowiązujące przedsiębiorstwa wodociągowe do przeprowadzania analizy ryzyka (z art.133) na potrzeby ustanowienia strefy ochronnej ujęcia wody. Konsekwentnie, w wyniku implementacji do prawodawstwa polskiego rewizji DWD, Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia z 2017 r., zaleca nowe podejście do zarządzania bezpieczeństwem wody oparte na ocenie ryzyka przeprowadzonej zgodnie z normą PN-EN 15975. Od dnia 12 stycznia 2021 r. obowiązuje w Unii Europejskiej (UE) Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Państwa członkowskie mają 2 lata na jej implementowanie do prawa krajowego i 5-6 lat na wdrożenie poszczególnych artykułów.

Jednym z elementów podnoszenia bezpieczeństwa eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę jest dywersyfikacja układów zasilania w wodę. Ponadto, dywersyfikacja systemu ujęć wód dla zaopatrzenia jednostki osadniczej w wodę nabiera coraz większego znaczenia w obliczu istniejących i pogłębiających się zmian klimatycznych. Skutkiem zmian klimatycznych jest obserwowana

dynamika zmian w zasobach wód powierzchniowych i podziemnych; przekładająca się na znaczne ograniczenia w zasobach dyspozycyjnych przeznaczonych na cele zaopatrzenia ludności w wodę.

Celem artykułu jest analiza określania stopnia dywersyfikacji zasobów wody w systemach zbiorowego zaopatrzenia w wodę mieszkańców gminy Głubczyce. W analizach wykorzystano metodę opartą na bezwymiarowym wskaźniku Hurlberta. W SZW Głubczyce wydzielono dwa podsystemy produkcji wody Kołłątaja oraz Powstańców, które tłoczą wodę do sieci wodociągowej, budującej podsystem dystrybucji wody. Eksploatacja podsystemu produkcji wody w mieście opiera się na pracy 4 niezależnych ujęciach wody. System SZW miasta Głubczyce charakteryzuje się średnio rocznym dobowym rozbiorem wody na poziomie 3610 m<sup>3</sup>/d. Największy rozbiór wody przypada na miesiące wiosenne i letnie, w których obserwowane są lokalnie niedobory wody.

W artykule przedstawiono budowę infrastruktury wodociągowej w mieście Głubczyce, jej strukturę oraz możliwości dywersyfikacji i zabezpieczenia dostaw wody w aspekcie bezpieczeństwa funkcjonowania infrastruktury krytycznej. Zaprezentowano wyniki analizy możliwości wystąpienia sytuacji kryzysowej uwzględniając przy tym zabezpieczenie funkcjonowania infrastruktury krytycznej, tak aby zapewnić dostawę wody w sposób ciągły w wymaganej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem do mieszkańców.

**ANALIZA MOŻLIWOŚCI UZYSKANIA DODATNIEGO BILANSU ENERGETYCZNEGO  
W SYSTEMACH FERMENTACJI METANOWEJ Z HYDRODYNAMICZNĄ  
DEZINTEGRACJĄ**

**M. Żubrowska-Sudoł, J. Walczak, A. Garlicka, K. Umiejewska, K. Sytek-Szmeichel**

Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska,  
Warszawa, Polska, monika.sudol@is.pw.edu.pl

Jedną z metod intensyfikacji procesu fermentacji metanowej jest wstępna obróbka wsadu kierowanego do komór fermentacyjnych metodami dezintegracji. W badaniach własnych prowadzonych w instalacjach technicznych odnotowano, iż nadwyżka biogazu uzyskana po wprowadzeniu dezintegracji strumienia osadu nadmiernego kierowanego do komór fermentacyjnych pozwoliłaby na wyprodukowanie większej ilości energii elektrycznej od wielkości zużytej na wstępną obróbkę, co wskazywało na zasadność wykorzystania analizowanego procesu w technice (Żubrowska-Sudoł et al. 2018). Biorąc pod uwagę te pozytywne wyniki uzyskane w przypadku monofermentacji, wysunięto hipotezę, iż proces dezintegracji może być również wykorzystany do wspomagania kofermentacji. W referacie zaprezentowane zostaną wyniki badań nad możliwością zwiększenia potencjału metanowego wybranych kosubstratów i uzyskania dodatniego bilansu energetycznego, przy wykorzystaniu do wstępnej obróbki procesu hydrodynamicznej dezintegracji.

Eksperyment obejmował określenie potencjału metanowego ( $Y_{CH_4}$ ) dla następujących substratów: kiszonka kukurydzy (KK), wysłodki buraczane (WB), wysłodki buraczane w formie pelletu (WB\_Pellet). Badania przeprowadzono w urządzeniu AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System), składającym się z 15 reaktorów testowych, każdy o pojemności użytecznej 400 ml. Proces fermentacji prowadzono w temperaturze 37°C przy stałym obciążeniu inokulum ładunkiem związków organicznych wynoszącym 5 g s.m.o./l. Wszystkie testy prowadzono dopóki dzienna produkcja gazu w ciągu trzech kolejnych dni nie osiągnęła jednego procenta całkowitej produkcji gazu. Każdą próbę wykonywano w trzech powtórzeniach.

Z danych przedstawionych na rysunku wynika, że proces hydrodynamicznej dezintegracji przyczynił się do wzrostu potencjału metanowego kiszonki kukurydzy oraz wysłodków buraczanych w formie pelletu. Daje się również zauważyć iż maksymalny wzrost  $Y_{CH_4}$  (48,2%) wystąpił dla WB\_Pellet poddanych procesowi dezintegracji prowadzonemu przy gęstości energii wynoszącej 35 kJ/l. Nie był on jednak równoznaczny z najwyższym zyskiem energii netto. Taki rezultat osiągnięto bowiem dla KK zdeintegrowanej przy gęstości energii na poziomie 10 kJ/l (Tabela). Wzrost  $Y_{CH_4}$  dla wskazanej próby wyniósł 34,4%.

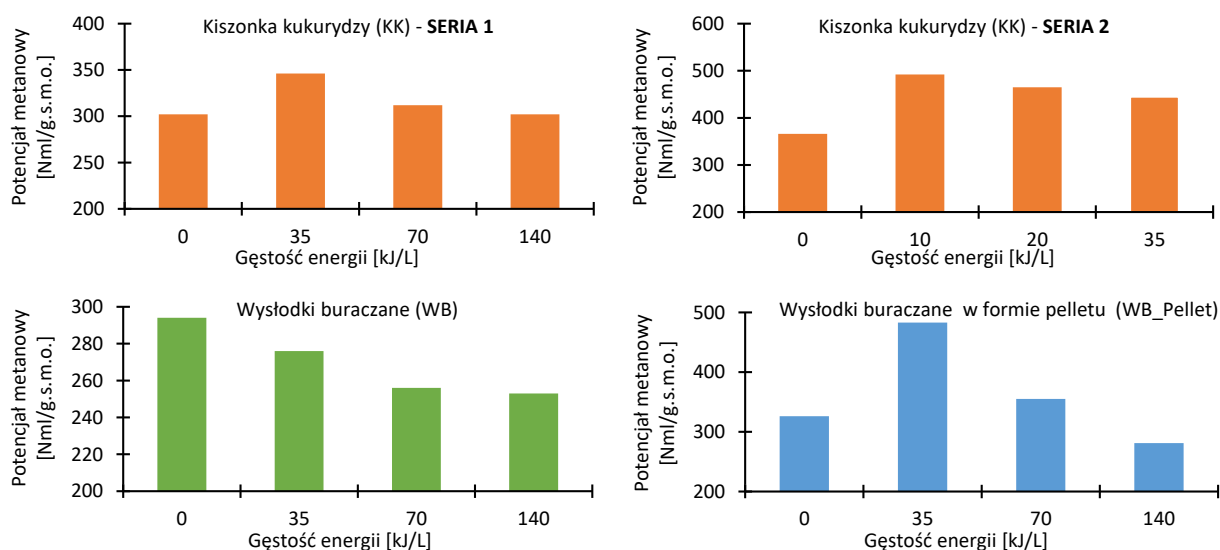
Podsumowując hydrodynamiczna dezintegracja jako wstępna obróbka substratów poddawanych procesowi fermentacji pozwala na zwiększenia ilości produkowanego metanu przy

uzyskaniu dodatniego bilansu energetycznego. Prace wdrożeniowe należy poprzedzić testami mającymi na celu dobór: i) substratu/ów poddawanych wstępnej obróbce oraz ii) parametrów procesu dezintegracji (w tym ilości energii włożonej w proces).

### Literatura

Żubrowska-Sudoł M., Podedworna J., Bisak A., Sytek-Szmeichel K., Krawczyk P., Garlicka A.: The effects of mechanical sludge disintegration to enhance full-scale anaerobic digestion of municipal sludge, *Thermal Science and Engineering Progress*, 2018, 5, s.289-295.

Żubrowska-Sudoł M., Dzido A., Garlicka A., Krawczyk P., Stępień M., Umiejewska K., Walczak J., Wołowicz M., Sytek-Szmeichel K.: Innovative Hydrodynamic Disintegrator Adjusted to Agricultural Substrates Pre-treatment Aimed at Methane Production Intensification—CFD Modelling and Batch Tests. *Energies*, 2020, 13 (6), 4256.



**Rysunek 1** – Wpływ hydrodynamicznej dezintegracji na potencjał metanowy analizowanych kosubstratów (wyniki odnoszące się do KK na podstawie pracy Żubrowska-Sudoł et al. 2020)

Bilans energii (wyniki odnoszące się do KK na podstawie pracy Żubrowska-Sudoł et al. 2020)

Parametr	Jednostka	Kiszonka kukurydzy								Wysłodki buraczane - pellet			
		SERIA 1				SERIA 2							
		0	35 kJ/L	70 kJ/L	140 kJ/L	0	10 kJ/L	20 kJ/L	35 kJ/L	0	10 kJ/L	20 kJ/L	35 kJ/L
Energia chemiczna	[Wh]	3.13	3.46	3.12	3.02	7.32	9.84	9.30	8.90	9.54	12.7	9.75	8.64
Energia elektryczna	[Wh]	1.25	1.38	1.25	1.20	2.93	3.94	3.72	3.56	3.82	5.06	3.90	3.45
Przyrost energii elektrycznej	[Wh]	-	0.13	0.00	0,00	-	1.01	0.79	0.63	-	1.25	0.08	-0.36
Energia zużyta na proces HD	[Wh]	-	0.23	0.42	0.91	-	0.17	0.31	0.58	-	1.23	2.47	4.94
Produkcja energii netto	[Wh]	-	- <b>0.10</b>	- <b>0.42</b>	- <b>0.91</b>	-	<b>0.84</b>	<b>0.48</b>	<b>0.05</b>	-	<b>0.01</b>	<b>-2.38</b>	<b>-5.30</b>
Względny zysk energetyczny (WZE)	[%]	-	-	-	-	-	<b>599</b>	<b>253</b>	<b>108</b>	-	<b>101</b>	-	-

Zagadnienie realizowano w ramach projektu badawczego nt. „Opracowanie technologii przygotowania substratów wykorzystywanych w kofermentacji metanowej metodami dezintegracji” (DEZMETAN) (Nr: POIR.04.01.02-00-0022/17), finansowanego w ramach Działania 4.1 Programu Operacyjnego Inteligentny Rozwój 2014-2020 współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.



**СТАТИСТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДИК ОБЧИСЛЕННЯ КОЕФІЦІЄНТА  
ГІДРАВЛІЧНОГО ОПОРУ ПО ДОВЖИНІ ТРУБ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ**

**M. Hirol<sup>1</sup>, D. Kowalski<sup>1</sup>, A. Girol<sup>2</sup>, A. Гіроль<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Politechnika Lubelska, Lublin, Polska

<sup>2</sup> ACI - Aquaproject Consult Ingenieurgesellschaft mbH, Dresden, Deutschland

<sup>3</sup> ТОВ "ТОП ГПП", Рівне, Україна

Вартість водопровідних мереж в загальній вартості систем водопостачання посідає значну частку, яка нерідко перевищує 50%, тому навіть незначні похибки в їх проектуванні суттєво позначаються на економічних показниках об'єкта в цілому. За таких умов вимоги до якості гідравлічних розрахунків трубопровідних систем суттєво зростають.

В світовій практиці гідравлічних розрахунків водопровідних мереж об'єктів водопровідно-каналізаційного господарства набула поширення методика, яка базується на використанні формули *Colebrook-White*, запропонованої в 1938 р.

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{k}{3,71d} + \frac{2,51}{Re\sqrt{\lambda}} \right) \quad (1)$$

де  $\lambda$  – коефіцієнт гідравлічного опору по довжині труби (коефіцієнт Дарсі – *Darcy H.*);  $d$  – діаметр труби, м;  $Re$  – критерій Рейнольдса (*Reynolds O.*);  $k$  – абсолютна шорсткість внутрішньої поверхні труби (середня висота виступів на внутрішній поверхні труби, які зумовлюють її шорсткість), м.

Вираз (1) описує залежність  $\lambda=f(k/d, Re)$  в області турбулентного руху, тобто в усьому діапазоні зміни досліджуваних параметрів  $3,6 \cdot 10^3 \leq Re \leq 10^6$  і  $30 \leq d/k \leq 10^3$ .

В численних наукових працях запропоновано велику кількість рішень згаданої проблеми. Проте наявність численних пропозицій, покликаних вирішити проблему свідчить, як про значний науковий інтерес до неї, так і про неповноту запропонованих рішень.

В основу наших досліджень покладено методики обчислення параметра  $\lambda$ , які мають значне поширення в інженерній практиці, але не стали об'єктом аналітичних досліджень в інших наукових працях, та методики, рекомендовані, як найбільш досконалі, в ряді наукових праць та в нормативній літературі.

Для гідравлічних розрахунків технічних трубопроводів, виготовлених з різного матеріалу, в інженерній практиці України, Росії та інших країн східної Європи поширене застосування кількох методик, запропонованих різними авторами (А.Альтшуль, Ф.Шевелєв, ДСТУ-НБВ.2.5-40:2009 та ін.).

У світовій практиці гідравлічних розрахунків трубопровідних систем для наближеного розв'язку рівняння *Colebrook-White* набули поширення методики, (*Goudar C.T., Sonnad J.R.*,

Haaland S.E., Zigrang D.J., Sylvester N.D., D. Brkić, Zanke U., Offor U.H., Alabi S.B. та ін.), які набули визнання в практиці інженерних розрахунків.

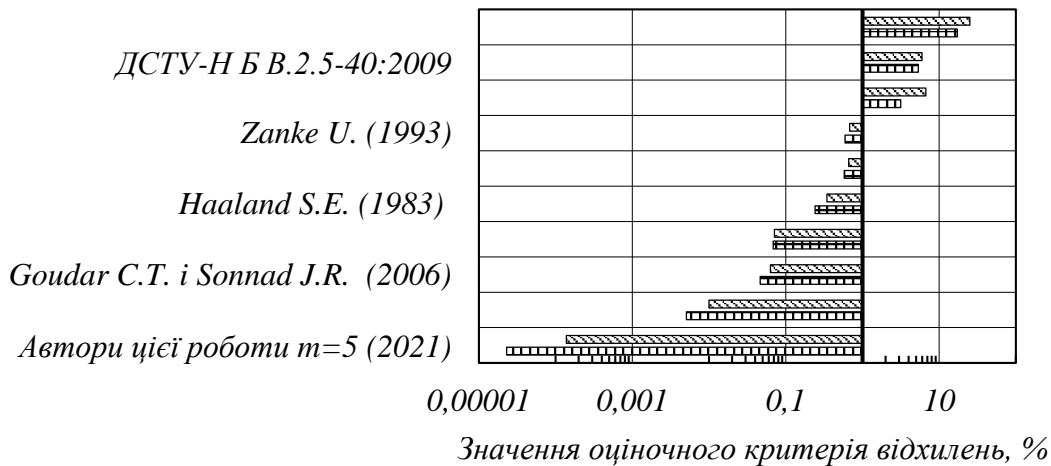
В результаті наукових пошуків нами було запропоновано математичний вираз, який має високу збіжність результатів обчислень з результатами обчислень за виразом (1) і може бути придатним для умов обчислень параметра  $\lambda$  в усьому діапазоні застосування виразу *Colebrook–White*:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{k}{3,71d} - \frac{5,02}{Re} \log \left( \frac{k}{3,71d} - \frac{5,02}{Re} \log \left( \frac{k}{3,71d} - \frac{5,02}{Re} \log \left( \frac{k}{3,71d} - \frac{5,02}{Re} \log \left( \frac{k}{3,71d} + \frac{12,8}{Re} \right) \right) \right) \right) \right) \right) \right) \right) \right) \quad (2)$$

Числові дослідження виразів з визначення  $\lambda$  проведено для напірних труб круглого поперечного перетину за діапазону і кроку зміни незалежних параметрів, які входять у вираз (1)  $3,6 \cdot 10^3 \leq Re \leq 10^6$ ,  $\Delta Re = 20000$  і  $30 \leq d/k \leq 10^3$ ,  $\Delta d/k = 100$ .

Завданням досліджень було визначення математичної залежності, здатної з найбільшою точністю описати досліджуваний параметр.

Статистичну оцінку обчисленого значення коефіцієнта  $\lambda$  за розрахунковими виразами і рівнянням *Colebrook–White* проведено за кількома оціночними критеріями, основними з яких обрано: середнє квадратичне відхилення (*SD*); середнє лінійне відхилення (*MD*).



**Рисунок 1** – Рейтингова оцінка досліджуваних виразів за оціночними критеріями *SD* і *MD*

З усіх розглянутих математичних виразів найбільш точні результати обчислень  $\lambda_i$  можуть бути отримані за виразом (2), оскільки найменше значення усіх оціночних критеріїв (*SD*, *MD*) в усьому діапазоні зміни незалежних параметрів ( $3,6 \cdot 10^3 \leq Re \leq 10^6$  і  $30 \leq d/k \leq 10^3$ ), тобто відхилення  $\lambda_i$  від  $\lambda_{Col-w}$ , можуть бути досягнутими саме за застосування цього виразу.

ЧИСЛОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДИК Ф.ШЕВЕЛЄВА І COLEBROOK-WHITE З  
ОБЧИСЛЕННЯ КОЕФІЦІЄНТА ГІДРАВЛІЧНИХ ВТРАТ НАПОРУ

M. Hirol<sup>1</sup>, D. Kowalski<sup>1</sup>, A. Гіроль<sup>2</sup>, A. Girol<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Politechnika Lubelska, Lublin, Polska

<sup>2</sup> ТОВ "ТОП ГПП", Рівне, Україна

<sup>3</sup> ACI - Aquaproject Consult Ingenieurgesellschaft mbH, Dresden, Deutschland

Вартість водопровідних мереж в загальній вартості систем водопостачання посідає значну частку, яка нерідко перевищує 50%, тому навіть незначні похибки в їх проектуванні суттєво позначаються на економічних показниках об'єкта в цілому. За таких умов вимоги до якості гідравлічних розрахунків трубопроводних систем, одним з параметрів яких є гідравлічні втрати напору.

Розпочинаючи з 1952 року, в світовій практиці для обчислення величини параметра  $\lambda$  в усій області турбулентного руху води набув поширення математичний вираз *Colebrook-White*.

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left( \frac{k}{3,71d} + \frac{2,51}{Re\sqrt{\lambda}} \right) \quad (1)$$

де:  $\lambda$  – коефіцієнт гідравлічного опору по довжині труби;  $d$  – внутрішній діаметр труби, м;  $k/d$  – відносна шорсткість внутрішньої поверхні труб;  $k$  – коефіцієнт шорсткості, м;  $Re$  – критерій *O.Reynolds*, який може бути записаним як:

$$Re = \frac{v \cdot d}{\vartheta} \quad (2)$$

Вираз *Colebrook-White* широко застосовується в практиці гідравлічних розрахунків як трубопроводів систем питного водопостачання, так і в практиці розрахунків трубопроводів систем водовідведення.

В практиці гідравлічних розрахунків трубопроводних систем в країнах колишнього СРСР набула поширення методика обчислення коефіцієнта гідравлічного тертя по довжині труб  $\lambda$ , запропонована Ф.Шевелєвим. Ця методика і до тепер є пріоритетною при проектуванні, в навчальному процесі та в наукових дослідженнях. В минулі десятиліття вона мала певне поширення і в інженерній практиці країн східної Європи.

В основі методики, запропонованої Ф.Шевелєвим, використовується, який має вигляд:

$$i = \frac{h}{l} = \lambda \cdot \frac{1}{d} \cdot \frac{v^2}{2g} \quad (3)$$

де:  $\lambda$  – коефіцієнт гідравлічного опору по довжині труби;  $l$  – довжина труби, м;  $v$  – середня швидкість руху води в трубі, м/с;  $d$  – внутрішній діаметр труби, м;  $g$  – прискорення вільного падіння, м/с<sup>2</sup>.

Для ненових сталевих і чавунних труб за величини кінематичного коефіцієнта в'язкості води  $\vartheta = 1,3 \cdot 10^{-6}$  м<sup>2</sup>/с, що відповідає температурі води в водопровідній мережі 10°C за умови

$\nu/g \geq 9,2 \cdot 10^{-5}$ , 1/м автором методики рекомендується величину параметра  $\lambda$  обчислювати за виразом:

$$\lambda = \frac{0,021}{d^{0,3}} \quad (4)$$

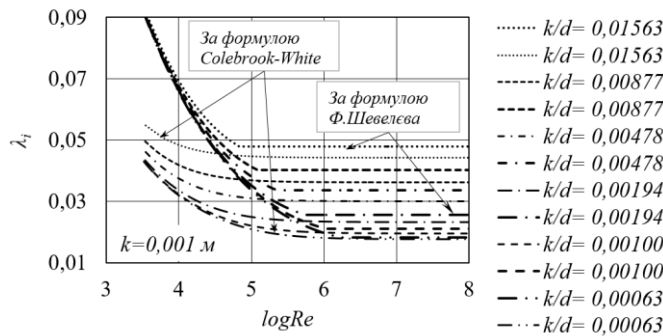
а для умов  $\nu/g < 9,2 \cdot 10^{-5}$ , 1/м рекомендується проводити обчислення величини параметра  $\lambda$  за виразом:

$$\lambda = \frac{0,0179}{d^{0,3}} \left( 1 + \frac{0,867}{\nu} \right)^{0,3} \quad (5)$$

При цьому емпіричні коефіцієнти виразів (4 і 5) враховують шорсткість внутрішньої поверхні труб.

Метою досліджень було вибір та обґрунтування методики обчислень коефіцієнта гідравлічних втрат напору в трубах систем водопостачання.

В основу досліджень обрано металеві труби діаметром  $50 \leq d \leq 1600$  мм з коефіцієнтом шорсткості внутрішньої їх поверхні  $k=0,001$  м та гідравлічний режим їх роботи за чисел  $O.Reynolds$   $3,5 \times 10^3 \leq Re \leq 1 \times 10^8$  (рис.1).



**Рисунок 1** – Закономірності зміни параметра  $\lambda_i$ , обчисленого за методиками Ф.Шевелева і *Colebrook-White* в залежності від параметра  $Re$  для різних значень відносної шорсткості внутрішньої поверхні труб  $k/d$

Наведені результати досліджень з обчислення коефіцієнта гідравлічних втрат напору за методиками Ф.Шевелева і *Colebrook-White* свідчать, що в усьому діапазоні зміни значення критерію  $O.Reynolds$  та параметру відносної шорсткості внутрішньої поверхні труби його значення за методикою Ф.Шевелева перевищують значення аналогічного параметра, обчисленого за методикою *Colebrook-White* –  $\lambda_{Sh} > \lambda_{Col-w}$ . В числовому виразі співвідношення  $\lambda_{Sh}/\lambda_{Col-w}$  в області доквадратичного руху може змінюватися в межах  $1,03 < \lambda_{Sh}/\lambda_{Col-w} < 2,15$ , а в області квадратичного руху –  $1,03 < \lambda_{Sh}/\lambda_{Col-w} < 1,12$ . Таке співвідношення параметрів  $\lambda_{Sh}/\lambda_{Col-w}$  відповідно до виразу (3) за незмінних значень  $l$ ,  $\nu$ ,  $d$ ,  $g$  зумовлює пропорційну зміну співвідношення втрат напору по довжині труби ( $h_{Sh}/h_{Col-w}$ ), призводячи до надмірних енергетичних витрат гідравлічних систем, запроектованих з застосуванням методики Ф.Шевелева, що засвідчує перевагу методики *Colebrook-White*.

## РОЗРОБКА МОДЕЛІ ПОШИРЕННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН В АТМОСФЕРІ

І. С. Козій, Л. Д. Пляцук, Л. Л. Гурець

Сумський державний університет, Суми, Україна

В загальній системі моніторингу забруднення навколишнього середовища важливу роль відіграє дослідження атмосферних забруднень, оскільки через атмосферу відбувається забруднення усіх компонент природного середовища. Складна екологічна ситуація більшості міст світу вимагає реалізації низки природоохоронних заходів. Доцільність і ефективність таких заходів залежить від якості інформації про стан навколишнього середовища, яка може бути підготовлена під час моделювання і прогнозування процесів поширення забруднюючих речовин від потенційно-небезпечних об'єктів.

У зв'язку з багатогранністю, нестаціонарною задачею і невизначеністю у вихідних даних, дуже складно створити модель, яка б відповідала реальним процесам. Це дозволяє стверджувати, що доцільним є проведення дослідження, присвяченого розробці математичної моделі перенесення забруднюючих речовин в атмосфері на основі чисельного моделювання.

Тривимірне рівняння поширення домішок у турбулентному середовищі можна записати наступним чином:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial n(M, t)}{\partial t} + \eta(t)n(M, t) + \left( \frac{\partial}{\partial t} (v_x(M, t)n(P, t)) + \frac{\partial}{\partial t} (v_y(M, t)n(P, t)) + \right. \\ & \left. + \frac{\partial}{\partial t} (v_z(M, t)n(P, t)) \right) - \left( \frac{\partial}{\partial x} \left( \tau_x(M, t) \cdot \frac{\partial n(M, t)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \tau_y(M, t) \cdot \frac{\partial n(M, t)}{\partial y} \right) + \right. \\ & \left. + \frac{\partial}{\partial z} \left( \tau_z(M, t) \cdot \frac{\partial n(M, t)}{\partial z} \right) \right) = \omega(M, t), \end{aligned} \quad (1)$$

де  $n(M, t)$  – концентрація забруднюючої речовини в заданій точці  $M$  у певний момент часу  $t$ ,

$v$  – вектор швидкості,

$\tau$  – турбулентність,

$\omega$  – джерело забруднюючих речовин.

Використовуючи метод покоординатного розщеплення, розробимо алгоритм чисельної моделі. Ідея метода полягає у розщепленні рівнянь на декілька більш простих – за рівнянням вздовж кожної координатної вісі. Ця процедура виконується таким чином, що похідні вздовж відповідного напрямку визначаються неявно, а решта координат вважаються постійними. Для

розв'язання рівняння (1) допустимо ряд початкових та граничних умов та виконаємо умови параметризації: нормування параметрів і функцій, початкових і граничних умов, коефіцієнтів параметризованої системи.

У підсумку проведених процедур отримаємо рівняння:

$$n(x, t) = \mu(x, t) - \int_{t_0}^t \tilde{\omega}(x, t, t') f(x, t') dt', \quad (2)$$

яке є функцією розподілу домішок в приземному шарі атмосфери на основі рівняння (1) поширення домішок у турбулентному середовищі.

Знаходження функції (2) зводиться до чисельного моделювання. Для кожного фіксованого значення  $x$  інтегральне рівняння відносно  $n(x|t)$  є інтегральним рівнянням Вольтера другого порядку, чисельний розв'язок якого здійснюється методом поступових наближень. Для проведення чисельних розрахунків математичної моделі використовували програму Maple 2021.

В ході виконання чисельного моделювання вперше отримано спрощену модель поширення дрібнодисперсних забруднюючих речовин в повітрі на основі тривимірного рівняння поширення домішок у турбулентному середовищі з урахуванням параметрів джерел викидів, сили і напрямку вітру, турбулентності повітряних мас.

Аналіз візуалізації розрахунків моделі вказує на дієвість отриманої моделі на відстанях поширення забруднень понад 10 км, з урахуванням різних вихідних параметрів джерел викидів та умов поширення домішок. Отримані результати моделювання є адекватними і можуть бути використані для оперативного вирішення природоохоронних завдань. Одержана модель має широкі діапазони вхідних даних за швидкістю вітру і турбулентністю атмосфери.

## CONTENTS

1.	<b>Ковальчук В.А.</b> БІОЛОГІЧНА ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ.....	7
2.	<b>Ремез Н.С., Бойко А.Г.</b> ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ РОЗДІЛЕННЯ «ЧОРНИХ ВОД» У СІЛЬСЬКІЙ МІСЦЕВОСТІ УКРАЇНИ.....	9
3.	<b>Tkachuk N., Zelena L., Fedun O., Kozhemiachenko A., Tytorchuk T.</b> AQUEOUS SOLUTIONS OF DISHWASHING LIQUIDS: PHYTOTESTING TOXICITY.....	11
4.	<b>Gornostal S.</b> METODA STEROWANIA PROCESEM BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W ZBIORNIKU NAPOWIETRZAJĄCYM-WYPIERACZU.....	12
5.	<b>Mitryasova O., Pohrebennyk V., Nosyk A.</b> PROGNOSIS MODELS OF SURFACE WATER STATUS.....	14
6.	<b>Коцюба І.Г., Єльнікова Т.О., Герасимчук О.Л., Лук'янова В.В., Анпілова Є.С.</b> ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕБІГУ ЕВТРОФІКАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ У ВОДАХ РІЧКИ УЖ.....	16
7.	<b>Скиба М., Коваленко І., Воробйова В., Трус І., Макарченко Н.</b> ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ МОДИФІКОВАНИХ ФОТОКАТАЛІЗАТОРІВ ДЛЯ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ТА РУЙНУВАННЯ ФАРМАЦЕВТИЧНИХ РЕЧОВИН (ЛІКАРСЬКИХ ПРЕПАРАТІВ) У ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩАХ.....	18
8.	<b>Petrushka I., Petrushka K.</b> INFLUENCE OF RISK FACTOR IN CHOOSING THE BEST OPTION OF IMPLEMENTATION OF RESOURCE-SAVING TECHNOLOGIES.....	20
9.	<b>Трус І., Гомеля М., Воробйова В., Скиба М., Глушко О., Бенатов Д.</b> ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РЕАГЕНТІВ ДЛЯ СТАБІЛІЗАЦІЙНОЇ ОБРОБКИ ВОДИ.....	22
10.	<b>Sukhatskiy Y., Zin O., Znak Z.</b> SYNERGY OF ULTRASOUND AND ADVANCED OXIDATION PROCESS “PEROXATE” IN DECOLORIZATION OF AQUEOUS SOLUTION OF THIAZINE DYE METHYLENE BLUE.....	23
11.	<b>Єремєєв І.С., Дичко А.О., Литвиненко В.А.</b> ПРОБЛЕМИ ІДЕНТИФІКАЦІЇ ДИНАМІКИ ЗАБРУДНЕНЬ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ГЕКСАМЕТИЛЕНДІАМІНОМ.....	25
12.	<b>Улицький О., Д'яченко Н.</b> ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ В ПРОЦЕСІ ФУНКЦІОНУВАННЯ СТАВКІВ-НАКОПИЧУВАЧІВ ШАХТНИХ ВОД ВУГІЛЬНИХ ПІДПРИЄМСТВ ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ.....	27
13.	<b>Дерій Ж., Лисенко Н.</b> СТАЛЕ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ У КОНТЕКСТІ АПРОКСИМАЦІЇ ПОЛОЖЕНЬ УГОДИ «УКРАЇНА-ЄС».....	29
14.	<b>Margasova V., Hnedina K.</b> WATER RESOURCES MANAGEMENT SYSTEM IN UKRAINE: DIRECTIONS OF IMPROVEMENT IN THE FRAMEWORK OF THE EUROPEAN UNION–UKRAINE ASSOCIATION AGREEMENT.....	31
15.	<b>Босюк А.С.</b> ТЕХНОЛОГІЇ ТА МЕТОДИ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД МАШИНОБУДІВНИХ ПІДПРИЄМСТВ.....	33
16.	<b>Проценко С.Б., Кізієв М.Д., Новицька О.С.</b> ВИБІР РАЦІОНАЛЬНОЇ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ПРИ РЕКОНСТРУКЦІЇ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД КАНАЛІЗАЦІЇ.....	34
17.	<b>Bejanidze I., Kharebava T., Pohrebennyk V., Davitadze N., Didmanidze N., Nakashidze N.</b> PROCESSING OF INDUSTRIAL PLANT WASTE INTO PECTIN – MAINTAINING THE ECOLOGICAL BALANCE OF THE ENVIRONMENT.....	36
18.	<b>Полтавець В.І., Кулікова Д.В.</b> ВДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ШАХТНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ ШАХТИ «ПАВЛОГРАДСЬКА» ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ.....	38

19.	<b>Шевченко А.О., Шевченко Т.О.</b> ЗАСТОСУВАННЯ ВЕРМИКУЛІТУ ПРИ МЕХАНІЧНОМУ ЗНЕВОДНЕННІ НАДЛИШКОВОГО АКТИВНОГО МУЛУ....	40
20.	<b>Душкін С.С., Шевченко Т.О.</b> ПІДГОТОВКА ПИТНОЇ ВОДИ З ВИКОРИСТАННЯМ МОДИФІКАЦІЇ ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ.....	42
21.	<b>Chernova A.S., Gevod V.S.</b> BIOLOGICAL DENITRIFICATION, SULFATE REDUCTION AND BUBBLE-FILM EXTRACTION OF WATER IMPURITIES IN THE SMALL-SIZED FILTRATION AND FLOTATION DEVICE.....	44
22.	<b>Тірон-Воробйова Н.Б., Данилян А.Г., Малий В.С.</b> ЖИВУЧІСТЬ МІКРОФЛОРИ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ ПОПРИ ДІЄВІСТЬ НА НЕЇ Й СЕЗОННІСТЬ.....	46
23.	<b>Рогожин Д., Карпюк М., Вітковський В., Гламаздін П., Габа К.</b> ПІДВИЩЕННЯ ЕНЕРГОЕФЕКТИВНОСТІ ТА НАДІЙНОСТІ СИСТЕМ ТЕПЛОПОСТАЧАННЯ ШЛЯХОМ ВИКОРИСТАННЯ НОВІТНІХ МЕТОДІВ ВОДОПІДГОТОВКИ.....	47
24.	<b>Христенко А.М., Юрченко В.О., Мельнікова О.Г., Смирнов О.В.</b> СКЛАД НАЛИПАНЬ НА МЕМБРАНАХ БІОЛОГІЧНИХ РЕАКТОРІВ.....	49
25.	<b>Дяків В., Погребенник В., Ковальчук М., Крайківський Р.</b> ХІМІЧНИЙ СКЛАД СТІЧНИХ ВОД ВІДВАЛУ ФОСФОГІПСУ У ЗОНІ ВПЛИВУ ДП РОЗДІЛЬСЬКЕ ГХП "СІРКА" ТА ВАРІАНТИ ЗМЕНШЕННЯ ЇХНЬОГО НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ НА ВОДИ ТРАНСКОРДОННОЇ РІЧКИ ДНІСТЕР....	51
26.	<b>Добровольська О.Г., Бука Є.Р.</b> ПРО ВПЛИВ ГІДРАВЛІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДОПРОВІДНОЇ МЕРЕЖІ НА ЯКІСТЬ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ.....	53
27.	<b>Хлапук М.М., Безусяк О.В., Волк Л.Р.</b> МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ КІНЕМАТИЧНОЇ СТРУКТУРИ ПОТОКУ В ТРУБОПРОВОДАХ.....	55
28.	<b>Sabliy L., Zhukova V.</b> A NEW SOLUTION TO THE PROBLEM OF PRE-TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTEWATER.....	57
29.	<b>Архипова В.В.</b> ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ ТА РОЗВ'ЯЗАННЯ ЦІЄЇ ПРОБЛЕМИ.....	59
30.	<b>Рибалова О.В., Погребенник В.Д., Проскурнін О.А., Белоконь К.В., Коробкова Г.В.</b> МЕТОД ОЦІНКИ ПОТЕНЦІЙНОГО РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ПРИ РЕКРЕАЦІЙНОМУ ВОДОКОРИСТУВАННІ.....	61
31.	<b>Петренко Л.І.</b> МОЖЛИВОСТІ ЗБІЛЬШЕННЯ РЕСУРСІВ ПІДЗЕМНИХ ВОД У ТРИЩИНУВАТИХ ВІДКЛАДАХ КРИСТАЛІЧНИХ ПОРІД УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА.....	63
32.	<b>Будішевська О.Г., Юринець І.В., Сасин Д.В.</b> КАТІОННИЙ КРОХМАЛЬ ЯК ФЛОКУЛЯНТ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	65
33.	<b>Виговська В., Степенко С., Приступа А.</b> РОЗВИТОК ІНСТРУМЕНТІВ УПРАВЛІННЯ ВИКОРИСТАННЯМ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	67
34.	<b>Hrytsyna O., Shymans'kyu A., Dzhuha Y., Stankevych S., Kitov's'kyu I., Sidlets'kyu D.</b> "BIOGOAL" - WASTEWATER TREATMENT INNOVATIVE TECHNOLOGY FOR "ZERO ENERGY" BUILDINGS.....	69
35.	<b>Заєць Н., Штепа В.</b> СИСТЕМА ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОГО ОПРАЦЮВАННЯ ІНФОРМАЦІЇ ЩОДО ВОДООЧИЩЕННЯ ІЗ ВРАХУВАННЯМ ДІЇ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ І МІНІМІЗАЦІЇ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ.....	70
36.	<b>Саблій Л.</b> ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД БІОГЕННИХ СПОЛУК НІТРОГЕНУ І ФОСФОРУ ТА ЇХ ВИРІШЕННЯ.....	72
37.	<b>Почапська І.Я., Хлібишин Ю.Я.</b> СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ В ОЧИЩЕННІ ВОДИ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ НАПОЇВ.....	74



38.	<b>Sabadash V., Gumnitsky J.</b> PURIFICATION OF DRINKING WATER FROM Cu (II) AND Cr (III) IONS BY MODIFIED ZEOLITE.....	76
39.	<b>Прогульний В., Грачов І.</b> ШЛЯХИ ЕКОНОМІЇ ВОДИ У ЖИТЛОВИХ БУДИНКАХ.....	78
40.	<b>Сироватський О., Сорокіна В., Ісакієва О., Гайдучок О.</b> ЧАВУННІ ТРУБИ ВЧШГ У БЕЗТРАНШЕЙНОМУ БУДІВНИЦТВІ ВОДОПРОВІДНИХ ТА КАНАЛІЗАЦІЙНИХ МЕРЕЖ.....	80
41.	<b>Isniuk S.Y., Mitiuk L.O.</b> TECHNOLOGIES OF SEWAGE DISPOSAL OF THE DAIRY INDUSTRY.....	82
42.	<b>Ткачук О.А., Ярута Я.В.</b> РЕГУЛЮВАННЯ ДОЩОВОГО СТОКУ НА МІСЬКИХ ТЕРИТОРІЯХ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ІНФІЛЬТРАЦІЙНИХ БАСЕЙНІВ.....	84
43.	<b>Dede G., Dede C., Dede O.H., Ozer H.</b> DETERMINATION OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN SEWAGE SLUDGE-SEAWEED COMPOST.....	86
44.	<b>Сироватський О., Тітов А., Гайдучок О., Вертипорох С.</b> ТЕХНОЛОГІЯ ПОВТОРНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ВОДИ У ЖИТЛОВИХ БУДИНКАХ.....	88
45.	<b>Strzelec W.W., Gruzdova V.O., Loboychenko W.M.</b> BADANIA CHARAKTERYSTYKI ŚRODOWISKOWYCH SUBSTANCJI GAŚNICZYCH I ANTYPYRENÓW JAKO WAŻNY ELEMENT ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ WODY.....	89
46.	<b>Баранова Г.І., Магльована Т.В., Стрікаленко Т.В., Нижник Т.Ю.</b> ІННОВАЦІЙНА ТЕХНОЛОГІЯ ЯК ЗАСІБ УПРАВЛІННЯ РИЗИКАМИ У ВОДОПОСТАЧАННІ.....	91
47.	<b>Стрікаленко Т.В., Савицька Я.В.</b> ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ДЛЯ ПРИГОТУВАННЯ НЕКТАРУ У ЗАКЛАДАХ ГРОМАДСЬКОГО І САНАТОРНО-КУРОРТНОГО ХАРЧУВАННЯ.....	93
48.	<b>Шквірко О.М., Тимчук І.С., Мальований М.С., Сторощук У.З.</b> ВИКОРИСТАННЯ СУБСТРАТУ НА ОСНОВІ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ДЛЯ ПРОВЕДЕННЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ – ШЛЯХ ДО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ.....	94
49.	<b>Поляков В.Л.</b> БІОКОНВЕЄР І АНАЕРОБНЕ БІОФІЛЬТРУВАННЯ.....	96
50.	<b>Глуцук В.Р., Мітюк Л.О.</b> ПРОБЛЕМА ОЧИСТКИ ВОДИ У МІСТІ КИЇВ ТА АГЛОМЕРАЦІЇ.....	98
51.	<b>Сторощук У.З., Мальований М.С., Жук В.М., Тимчук І.С., Шквірко О.М.</b> ШЛЯХИ УТИЛІЗАЦІЇ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД.....	100
52.	<b>Шинкарук Л.А., Волк Л.Р., Вечер В.В.</b> СУЧАСНИЙ СТАН РІЧКИ ТИСА ТА ОСОБЛИВОСТІ РУСЛОВОГО ПРОЦЕСУ.....	102
53.	<b>Bilobrova E.V., Mitiuk L.O.</b> ADVANTAGES OF MECHANICAL WASTEWATER TREATMENT WITH M-COMBI INSTALLATION.....	104
54.	<b>Шинкарчук А.В., Голуб Н.Б., Козловець М.В., Козловець О.А.</b> АНАЕРОБНЕ ЗБРОДЖУВАННЯ ОСАДІВ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД З НАДЛИШКОВОЮ КОНЦЕНТРАЦІЄЮ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ.....	106
55.	<b>Попадюк І.Ю., Орел В.І., Піцишин Б.С.</b> ВПЛИВ ШИРИНИ ПРОМІЖКУ ТА ВОДНИХ РОЗЧИНІВ МЕТАУПОНУ І ДИТАЛАНУ НА ГІДРАВЛІЧНИЙ ОПІР ЦИЛІНДРИЧНОГО РОТОРА.....	108
56.	<b>Рекарчук О., Cinar V. M.</b> WATER SUPPLY AND SEWERAGE SYSTEM OF BUILDINGS OF THE LATE 19TH AND EARLY 20TH CENTURIES IN LVIV.....	109
57.	<b>Popadiuk I., Matlai I., Pitsyshyn V.</b> APPLICATION OF MODERN METHODS OF NITRIDENITRIFICATION AT URBAN WASTEWATER TREATMENT PLANTS.....	111
58.	<b>Рябенко О.А., Тимощук В.С., Галич О.О., Клюха О.О.</b> ВПЛИВ ВОДОЗАБОРУ ІЗ ВОДОСХОВИЩ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ.....	112

59.	<b>Symkanich O., Svatiuk N., Maslyuk V., Glukh O.</b> SPATIAL ANALYSIS OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTION IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF THE TISZA RIVER.....	114
60.	<b>Коваленко О., Скрипниченко В., Григор'єва Т.</b> ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ІЗ ПЛАСТИКОВОЇ ТАРИ У ВОДУ В ПРОЦЕСІ ЇЇ ЗБЕРІГАННЯ.....	115
61.	<b>Дячок В.В., Гуглич С.І.</b> ВИКОРИСТАННЯ ХЛОРОФІЛСИНТЕЗУЮЧИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД.....	117
62.	<b>Шаблій Т.О., Гомеля М.Д., Погребенник В.Д., Іваненко О.І., Носачова Ю.В.</b> РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМ ЗНЕКИСНЕННЯ ВОДИ ДЛЯ РЕСУРСОЕФЕКТИВНОГО ПРОМИСЛОВОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ.....	118
63.	<b>Liuta O.V., Gumnitsky J.M.</b> COMPARISON OF PENETRATION OF DIFFERENT KINDS OF POLLUTANTS IN VERTICAL SOIL PROFILE.....	120
64.	<b>Гавришко М.І., Попович О.Р., Вронська Н.Ю., Захарко Я.М.</b> МОНІТОРИНГ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ У СПІВВІДНОШЕННІ ДО ЕКОЛОГІЧНИХ ТА ЕКОНОМІЧНИХ УМОВ УКРАЇНИ.....	121
65.	<b>Гречаник Р.М., Мальований М.С., Жук В.М., Тимчук І.С., Вронська Н.Ю., Завойко Б.В.</b> ПЕРСПЕКТИВИ ОЧИЩЕННЯ ФІЛЬТРАТИВ АЕРОБНО-РЕАГЕНТНИМ СПОСОБОМ НА ПРИКЛАДІ ЛЬВІВЩИНИ.....	123
66.	<b>Chelyadyn L., Krika D., Ribun V., Trasiuk I.</b> TREATMENT OF SOLID WASTE LANDFILL LEACHATES.....	124
67.	<b>Кофанов О., Погребенник В., Кофанова О.</b> ВПЛИВ СТОКІВ АВТОДОРИГ НА ПОВЕРХНЕВІ І ҐРУНТОВІ ВОДИ В ЗОНАХ ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ГІРНИЧОДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ.....	126
68.	<b>Davydova A.V., Mitiuk L.O.</b> WATER PURIFICATION, SEWAGE TREATMENT AND TREATMENT, SLUDGE PROCESSING.....	128
69.	<b>Białoszewska M., Bandura L., Malinowski Sz., Franus W.</b> REMOVAL OF IBUPROFEN FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING B-CYCLODEXTRIN MODIFIED ZEOLITE.....	130
70.	<b>Bożejewicz D.</b> REVIEW OF COMMONLY USED SORPTION MATERIALS FOR THE RECOVERY OF METAL IONS CONTAINED IN WASTEWATER.....	131
71.	<b>Czernek K., Okoń P.</b> HYDRODYNAMIKA PRZEPŁYWU DWUFAZOWEGO GAZ-CIECZ.....	132
72.	<b>Dawidowicz J., Bartkowska I., Kazimierowicz J., Czapczuk A., Walery M.</b> MODEL OF THE C&RT TREE FOR THE ASSESSMENT OF THE TECHNICAL VARIANT OF THE WATER DISTRIBUTION SYSTEM.....	134
73.	<b>Dębowski M., Zieliński M.</b> THE POSSIBILITY USE OF STATIC MAGNETIC FIELD FOR ANAEROBIC DIGESTION OF MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE.....	136
74.	<b>d'Obyrn K., Szalińska E.</b> UJĘCIE WODY PRZEMYSŁOWEJ Z WYROBISK LIKWIDOWANEJ KOPALNI RUD CYNKU I OŁOWIU.....	138
75.	<b>Dolhańczuk-Śródka A., Janecki D.</b> RADON W WODACH PITNYCH.....	139
76.	<b>Frankiewicz S., Woziwodzki S.</b> MIESZANIE NIEUSTALONE UKŁADÓW DWUFAZOWYCH GAZ-CIECZ.....	141
77.	<b>Iwanek M.</b> ZBIÓR OTWORÓW SUFOZYJNYCH POWSTAJĄCYCH PO AWARII WODOCIĄGU JAKO STRUKTURA O CECHACH FRAKTALNYCH.....	143
78.	<b>Kaczorowska M. A.</b> METHODS FOR REMOVING ARSENIC AND MERCURY FROM WASTEWATER - ADVANTAGES AND LIMITATIONS.....	144
79.	<b>Kalfas-Fima A., Królikowska J.</b> STRATY SPOŁECZNE POWODZIOWE JAKO ELEMENT WYZNACZANIA RYZYKA POWODZI.....	145

80.	<b>Kazimierowicz J., Bartkowska I., Walery M., Dawidowicz J.</b> INFLUENCE OF THE LOW-TEMPERATURE PRETREATMENT ON THE EFFICIENCY OF DAIRY WASTEWATER SLUDGE DIGESTION.....	148
81.	<b>Kowalik R., Gawdzik J.</b> ANALIZA RYZYKA KUMULACJI METALI CIĘŻKICH W GLEBIE Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH Z WYBRANYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW.....	150
82.	<b>Kowalski D., Kowalska B., Suchorab P.</b> OCENA WIELKOŚCI STRAT WODY W RZECZYWISTEJ SIECI WODOCIĄGOWEJ.....	151
83.	<b>Krupińska A., Ochowiak M., Markowska M., Włodarczak S., Matuszak M.</b> THE ANALYSIS OF THE SEPARATION PROCESS FOR THE WATER-CRUDE OIL SYSTEM.....	154
84.	<b>Kryłów M., Górka J., Cimochoicz-Rybicka M.</b> INVESTIGATION OF THE TOXIC EFFECT OF WATER TREATMENT SLUDGE ON SEWAGE SLUDGE METHANE FERMENTATION PROCESS.....	156
85.	<b>Lebiocka M.</b> CO-DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE WITH CAVITATED CELLULOSE WASTE IN A BATCH SYSTEM.....	158
86.	<b>Łagód G., Szelał B., Drewnowski J., Majerek D.</b> MODELING THE TRANSPORT AND BIODEGRADATION OF POLLUTANTS IN STORMWATER, COMBINED AND SANITARY NETWORK.....	159
87.	<b>Łagód G., Suchorab Z., Widomski M. K., Guz Ł., Pavlikova M., Pavlik Z.</b> USE OF SEWAGE SLUDGE ASH IN PRODUCTION OF ECO-EFFICIENT CONSTRUCTION MATERIALS.....	161
88.	<b>Majerek D., Dudziński M., Dudziński M., Łagód G.</b> AUTOMATIC RECOGNITION OF ACTIVATED SLUDGE ORGANISMS USING COMPUTER VISION.....	163
89.	<b>Mański M., Duda-Nowicka D., Umiejewska K.</b> KONCEPCJA MODERNIZACJI I ROZBUDOWY REAKTORÓW BIOLOGICZNYCH NA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW DLA GRODZISKA MAZOWIECKIEGO.....	165
90.	<b>Matuszak M., Markowska M., Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Hyrycz M.</b> SEPARATION OF LIGHT SOLID PARTICLES IN WATER IN MODIFIED VORTEX SETTLING TANKS WITH A BAFFLE.....	167
91.	<b>Metryka-Telka M., Gawdzik J.</b> RADON JEGO WYSTĘPOWANIA I WPŁYW NA RÓŻNE ASPEKTY ŻYCIA LUDZKIEGO.....	169
92.	<b>Mokryi V., Petrushka I., Bobush O., Grechanyk R., Korolko S., Bratkovskiy V.</b> CONCEPT OF ADAPTATION MEASURES TO CLIMATE CHANGE IN THE UKRAINIAN-POLISH BASIN OF THE WESTERN BUG.....	171
93.	<b>Musz-Pomorska A., Widomski M. K.</b> INFLUENCE OF GREEN ARCHITECTURE AND PERMEABLE PAVEMENTS APPLICATION ON WATER BALANCE OF PUBLIC UTILITY FACILITY CATCHMENT – MODELING STUDY.....	173
94.	<b>Nejranowski J., Szaflik W.</b> OBJĘTOŚĆ ZASOBNIKA O PEŁNEJ AKUMULACYJNOŚCI W ZALEŻNOŚCI OD POBORU DOBOWEGO CIEPŁEJ WODY NA PODSTAWIE POMIARÓW.....	174
95.	<b>Niewitecka K., Chudzicki J.</b> JAKOŚĆ WODY W PUNKTACH CZERPALNYCH PO PONOWNYM ROZRUCHU INSTALACJI WODOCIĄGOWYCH WYŁĄCZONYCH Z EKSPLOATACJI W OKRESIE PANDEMII.....	176
96.	<b>Ochowiak M., Markowska M., Krupińska A., Matuszak M., Włodarczak S., Hyrycz M.</b> EMPIRICAL MODELS FOR DETERMINING THE EFFICIENCY OF VORTEX SETTLING TANKS.....	177
97.	<b>Shourjeh M. S., Kowal P., Szelał B., Drewnowski J.</b> THE MUTUAL INTERACTION BETWEEN DIFFERENT OPERATIONAL FACTORS WITHIN NITRIFICATION PROCESS IN TERMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT STRATEGIES IN WWTPS.....	180

98.	<b>Snitynskyi V., Khirivskyi P., Cherniuk V., Hnativ I., Hnativ R., Bihun I.</b> THE INFLUENCE OF SELF-CLEANING PROCESSES ON THE QUALITY OF DRINKING WATER OF STRYI WATER INTAKE WELLS.....	183
99.	<b>Suchorab P., Iwanek M.</b> EFFICIENCY OF RAINWATER REUSE BY DUAL INSTALLATION IN THE TERMS OF A REAL PRECIPITATION.....	185
100.	<b>Suchorab Z., Sobczuk H., Bartoszek T.</b> ELECTRICAL TECHNIQUES OF DETECTION OF MOISTURE CAUSED BY SANITARY SYSTEM FAILURES.....	186
101.	<b>Sulewski M.</b> FERMENTATION OF SEWAGE SLUDGE CONTAINING GLYCERIN FRACTION OBTAINED IN BIODIESEL PRODUCTION.....	188
102.	<b>Szaflik W.</b> WASTEWATER AS A HEAT SOURCE AT WASTEWATER TREATMENT PLANTS.....	190
103.	<b>Szaja A., Lebiocka M., Montusiewicz A., Wajs I.</b> THE EFFICIENCY OF MESOPHILIC ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE AND ORANGE PULP.....	192
104.	<b>Szalińska E., Szłapa M., Hachaj P. S., Orlińska-Woźniak P., Jakusik E., Wilk P.</b> DISTRIBUTION OF CONTAMINANT BINDING PARTICLES IN A DRINKING WATER RESERVOIR.....	194
105.	<b>Wartalska K., Kaźmierczak B., Wdowikowski M., Piekarski J., Kotowski A.</b> MODELE I WZORCE DESZCZÓW DO WERYFIKACJI NIEZAWODNOŚCI DZIAŁANIA KANALIZACJI WE WROCŁAWIU W PERSPEKTYWIE 2050 ROKU.....	195
106.	<b>Witt K.</b> METHODS OF REDUCTION OF HEAVY METALS CONTAMINATION IN WATER AND SOIL.....	196
107.	<b>Włodarczak S., Krupińska A., Ochowiak M., Markowska M., Matuszak M.</b> THE ANALYSIS OF THE SEPARATION PROCESS FOR THE GLYCEROL-HEAVY SOLIDS SYSTEM.....	197
108.	<b>Wysowska E., Wiewiórska I., Kicińska A.</b> OBECNOŚĆ POZOSTAŁOŚCI LEKÓW NIESTEROIDOWYCH I NONYFENOLI W ŚRODOWISKU WODNYM POŁUDNIOWEJ POLSKI.....	199
109.	<b>Zaburko J., Szulżyk-Cieplak J., Widomski M., Babko R., Łagód G.</b> PROBLEMATYKA PROCESU MIESZANIA W BIOREAKTORACH Z OSADEM CZYNNYM.....	200
110.	<b>Zajac O., Walczak J., Sytek-Szmeichel K., Żubrowska-Sudoł M.</b> SKRÓCONA NITRYFIKACJA W REAKTORZE HYBRYDOWYM ZE ZŁOŻEM RUCHOMYM.....	201
111.	<b>Zieliński M., Dębowski M.</b> ANAEROBIC TREATMENT OF SUGAR-INDUSTRY WASTEWATER IN A FLUIDIZED ACTIVE FILLING REACTOR.....	202
112.	<b>Zimoch I., Grabuńczyk M.</b> DYWERSYFIKACJA UJEĆ JAKO ELEMENT ZARZĄDZANIA RYZYKIEM W SYSTEMIE ZAOPATRZENIA W WODĘ.....	204
113.	<b>Żubrowska-Sudoł M., Walczak J., Garlicka A., Umiejewska K., Sytek-Szmeichel K.</b> ANALIZA MOŻLIWOŚCI UZYSKANIA DODATNIEGO BILANSU ENERGETYCZNEGO W SYSTEMACH FERMENTACJI METANOWEJ Z HYDRODYNAMICZNĄ DEZINTEGRACJĄ.....	206
114.	<b>Hiról M., Kowalski D., Girol A., Гироль А.</b> СТАТИСТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДИК ОБЧИСЛЕННЯ КОЕФІЦІЄНТА ГІДРАВЛІЧНОГО ОПОРУ ПО ДОВЖИНІ ТРУБ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	209
115.	<b>Hiról M., Kowalski D., Гироль А. Girol A.</b> ЧИСЛОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДИК Ф.ШЕВЕЛЄВА І COLEBROOK-WHITE З ОБЧИСЛЕННЯ КОЕФІЦІЄНТА ГІДРАВЛІЧНИХ ВТРАТ НАПОРУ.....	211
116.	<b>Козій І.С., Пляцук Л.Д., Гурець Л.Л.</b> РОЗРОБКА МОДЕЛІ ПОШИРЕННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН В АТМОСФЕРІ.....	213

**IV МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ТЕХНІЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ  
ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:  
ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ**

Збірник матеріалів

Електронний файл.

Об'єм даних у мегабайтах 5,314 Мб.

Зам.

Видавець: "Видавничий дім "Панорама", ТзОВ

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 408 від 09.04.2001 р.

25/10, вул. Вітовського, Львів, Україна, 79011

тел. +380 67 6728503 факс +380 32 2970676

[roman@zukc.com.ua](mailto:roman@zukc.com.ua)

[www.vdpanorama.com](http://www.vdpanorama.com)