



Proceedings of the V International Scientific  
and Technical Conference

# **PURE WATER. FUNDAMENTAL, APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS**

26-27 October 2017

National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»

## ОРГАНІЗАТОРИ КОНФЕРЕНЦІЇ

- Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна.
- Представництво Польської академії наук у м. Києві, Україна.
- Національна академія наук України, м. Київ, Україна.
- Державний університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща.
- Товариство екологічної хімії та інженерії, м. Ополе, Польща.
- Кафедра ЮНЕСКО «Вища технічна освіта, прикладний системний аналіз та інформатика», м. Київ, Україна.
- Науковий парк «Київська політехніка», м. Київ, Україна.
- Україно-Польський центр НТУУ «КПІ», м. Київ, Україна.
- ТОВ «Технології природи», Україна.

## ТЕМАТИКА КОНФЕРЕНЦІЇ

**Секція 1.** Технології очищення природних вод. Технічні аспекти водопостачання.

**Секція 2.** Вплив стічних вод на навколишнє середовище. Моніторинг та прогнозування стану природних водойм в умовах інтенсивного водоспоживання.

**Секція 3.** Технології очищення стічних вод, знешкодження осадів, отримання з відходів енергії та енергоносіїв. Біологічні та біохімічні аспекти.

## НАУКОВИЙ КОМІТЕТ

### Голова:

**д.т.н., проф., акад. НАН України Згуровський М.З.** – ректор Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

### Співголова:

**д.т.н., проф. Собчук Г.** – керівник представництва Польської академії наук в м. Києві.

### Заступники Голови:

**Секція 1: д.т.н., проф. Астрелін І.М.** – декан хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**Секція 2: д.т.н., проф. Гомеля М.Д.** – завідувач кафедри екології та технології рослинних полімерів ІХФ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**Секція 3: д.х.н., проф. Кузьмінський Є.В.** – завідувач кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського.

### Члени наукового комітету з польської сторони:

**д.с-г.н., проф. Степневські В.** – декан факультету Інженерної екології, Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Вацлавек М.** – начальник відділу фізико-хімічних досліджень кафедри біотехнології та молекулярної біології Опольського університету;

**д.т.н., проф. Вацлавек В.** – професор Опольського університету, голова Товариства хімії та інженерної екології;

**д.т.н., проф. Гіроль М.** – професор кафедри водопостачання і водовідведення факультету Інженерної екології Державного університету «Люблінська політехніка», професор Національного університету водного господарства та природокористування, Рівне, Україна;

**д.т.н., проф. Ковальська Б.** – професор кафедри водопостачання і водовідведення факультету Інженерної екології Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Ковальський Д.** – професор кафедри водопостачання і водовідведення факультету Інженерної екології Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.с-г.н., проф. Бегановський А.** – начальник відділу біохімії доквілля Інституту агрофізики ім. Богдана Добжанського Польської академії наук;

**д.т.н., проф. Червінський Я.** – професор Інституту інженерії охорони довкілля, факультету Інженерної екології Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., Райфур М.** – доцент кафедри біотехнології і молекулярної біології Інституту фізико-хімічних досліджень Опольського університету.

**к.т.н. Лагуд Г.** – доцент кафедри водопостачання і водовідведення факультету Інженерної екології Державного університету «Люблінська політехніка»;

### **Члени наукового комітету з української сторони:**

**д.б.н., проф. Дуган О.М.** – декан факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського ;  
**д.т.н., проф. Панов Є.М.** – декан інженерно-хімічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**д.х.н., проф., чл.-кор. НАН України Корнілович Б.Ю.** – завідувач відділом Інституту сорбції та проблем ендоекології НАН України, завідувач кафедри ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**д.х.н., проф. Мешкова-Клименко Н.А.** – заступник директора Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, професор ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**д.т.н., проф., чл.-кор. НАН України Лисиченко Г.В.** – директор Інституту геохімії навколишнього середовища НАН України;  
**д.х.н., проф., акад. НАН України Картель М.Т.** – директор Інституту хімії поверхні ім. О.О. Чуйка НАН України;  
**д.т.н., с.н.с. Мітченко Т.Є.** – завідувач НДЛ сорбції та іонного обміну ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**д.т.н., проф. Саблій Л.А.** – професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**к.х.н., доцент Барбаш В.А.** – заступник проректора з наукової роботи КПІ ім. Ігоря Сікорського;  
**д.т.н., проф. Шукаєв С.М.** – вчений секретар кафедри ЮНЕСКО «Вища технічна освіта, прикладний системний аналіз та інформатика»;  
**Гнат В.М.** – генеральний директор корпорації «Науковий парк «Київська політехніка»;  
**д.б.н., проф., акад. НАН України Романенко В.Д.** – директор Інституту гідробіології НАН України.

### **Секретар конференції з української сторони:**

**к.т.н. Козар М.Ю.** – старший викладач кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського.

### **Секретар конференції з польської сторони:**

**к.т.н. Лагуд Г.** – доцент кафедри водопостачання і водовідведення факультету екологічної інженерії Державного університету «Люблінська політехніка».

Ministry of Education and Science of Ukraine  
National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Ukraine  
Polish Academy of Sciences, Scientific Center in Kyiv, Ukraine  
Lublin University of Technology, Poland  
Society of Ecological Chemistry and Engineering, Opole, Poland  
National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine  
UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System  
Analysis and Informatics, Kyiv, Ukraine  
Science Park "Kyivska Polytechnica", Kyiv, Ukraine  
Ukrainian-Polish Center of NTU "KPI", Kyiv, Ukraine  
LLC Technologies of Nature, Ukraine

Proceedings of the V International  
Scientific and Technical Conference  
**PURE WATER. FUNDAMENTAL,  
APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS**

26-27 October 2017  
National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»



## THE CONFERENCE IS ORGANIZED BY

- National Technical University of Ukraine 'Igor Sikorsky Kyiv polytechnic Institute', Kyiv, Ukraine;
- Polish Academy of Sciences, Scientific Center in Kyiv, Ukraine;
- National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine;
- Lublin University of Technology, Poland;
- Society of Ecological Chemistry and Engineering, Opole, Poland;
- UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System Analysis and Informatics, Kyiv, Ukraine;
- Science Park "Kyivska Polytechnica", Kyiv, Ukraine;
- Ukrainian-Polish Center of NTU "KPI", Kyiv, Ukraine;
- LLC Technologies of Nature, Ukraine.

## TOPICS OF THE CONFERENCE

**Section 1.** Technologies of purification of natural waters. Technical aspects of water supply.

**Section 2.** The impact of wastewater on the environment. Monitoring and forecasting of natural water bodies' condition under heavy water consumption.

**Section 3.** Technologies of wastewater treatment, water disposal, decontamination of precipitation and getting out of them energy and energy resources. Biological and biochemical aspects.

## SCIENTIFIC COMMITTEE

### Head of Scientific Committee:

**D.E., Academician NAS of Ukraine, Professor M. Zgurovsky** – Rector of National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv polytechnic Institute"

### Co-Head of Scientific Committee:

**D.E., Professor H. Sobczuk** – Head of Polish Academy of sciences scientific center in Kyiv.

### Deputy heads:

**Section 1. D.E., Professor I. Astrelin** – Dean of the Faculty of Chemical Engineering, NTUU "KPI";

**Section 2. D.E., Professor M. Gomelya** – Head of the Department of Ecology and Technology of Plant Polymers, Chemical Engineering Faculty, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**Section 3. D.Sc, Professor Ye. Kuzminskiy** – Head of the Department of Ecobiotechnology and Bioenergetics of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute.

### Members of Scientific Committee from the Polish side:

**Professor Doctor hab. W. Stepnyevski** – Dean of Environmental Engineering Faculty, Lublin University of Technology;

**Professor Doctor hab. eng. W. Waclawek** – Head of Society of Ecological Chemistry and Engineering, Professor at Opole University;

**Professor Doctor hab. eng. M. Waclawek** – Head of the Department of Physical-Chemical Research (Subdepartment of Biotechnology and Molecular Biology), Opole University; **Professor Doctor hab. eng.**

**M. Hiorol** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering of Lublin University of Technology, Poland; Professor at National University of Water Management and Nature Resources Use, Rivne, Ukraine;

**Professor PL Doctor hab. eng. B. Kowalska** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology;

**Professor PL Doctor hab. eng. D. Kowalski** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology;

**Professor IA PAN Doctor hab. A. Bieganowski** – Head of the Department of Biogeochemistry of Bohdan Dobrzański Institute of Agrophysics of the Polish Academy of Sciences, Lublin;

**Professor PL Doctor hab. J. Czerwiński** – Professor at the Institute of Environmental Protection Engineering, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology;

**PhD M. Rajfur** – Assistant Professor at the Department of Physical-Chemical Research, Opole University;

**PhD eng., G. Lagod** – Assistant Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology.

**Members of Scientific Committee from Ukrainian side:**

**D.Sc, Professor, Acad. NAS of Ukraine O. Kartel** – Director of the O.O. Chuiko Institute of Surface Chemistry of NAS of Ukraine;

**D.E., Professor, Corresponding Member NAS of Ukraine G. Lysychenko** – Director of the Institute of Environmental Geochemistry of NAS of Ukraine;

**B. Kornilovych** – Head of the Department at the Institute for Sorption and Problems of Endoecology of NAS of Ukraine, Head of Department FCT Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor O. Dugan** – Dean of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.E., Professor Ye. Panov** – Dean of the Faculty of Chemical Engineering, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor N. Meshkova-Klymenko** – Deputy Director of A.V. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Water Chemistry of NAS of Ukraine, Professor FCT Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.E., Senior staff scientist T. Mitchenko** – Head of Research Laboratory of Sorption and Ion Exchange of the Faculty of Chemical Technology, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.E., Professor L. Sabliy** – Professor at the Department of Ecobiotechnology and Bioenergetics of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Associate Professor V. Barbash** – Deputy Vice-Rector for Research Work of Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.E., Professor S. Shukayev** – Academic Secretary of the UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System Analysis and Informatics at Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute and Institute for Applied System Analysis;

**V. Hnat** – Director General of Science Park "Kyivska Polytechnika".

**Secretary of the conference from Ukrainian side:**

**PhD eng., M. Kozar** – Senior Lecturer of the of Ecobiotechnology and Bioenergetics of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, NTUU 'KPI';.

**Secretary of the conference from Polish side:**

**PhD eng., G. Lagod** – Assistant Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Poland.

Ministerstwo Edukacji i Nauki Ukrainy  
Narodowy Techniczny Uniwersytet Ukrainy  
„Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky”, Ukraina  
Polska Akademia Nauk – Przedstawicielstwo w Kijowie, Ukraina  
Narodowa Akademia Nauk Ukrainy, Kijów, Ukraina  
Politechnika Lubelska, Polska  
Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej, Opole, Polska  
Katedra Wyższego Wykształcenia Technicznego, Stosowanej Analizy Systemowej  
i Informatyki UNESCO w NTUU "KPI", Kijów, Ukraina  
Park Nauki " Politechnika Kijowska", Kijów, Ukraina  
Centrum Ukraińsko-Polskie z NTU "KPI", Kijów, Ukraina  
LLC Technologie Natury, Ukraina

Proceedings V Międzynarodowej  
Konferencji Naukowo-Technicznej

**CZYSTA WODA. ASPEKTY  
PODSTAWOWE, STOSOWANE  
I PRZEMYSŁOWE**

26-27 października 2017 r.

Kijów, Narodowy Techniczny Uniwersytet Ukrainy  
„Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky”





## ORGANIZATORAMI KONFERENCJI SĄ:

- Narodowy Uniwersytet Techniczny Ukrainy „Kijowski Politechniczny Instytut”, Ukraina.
- Polska Akademia Nauk – Przedstawicielstwo PAN w Kijowie, Ukraina.
- Narodowa Akademia Nauk Ukrainy, Kijów, Ukraina;
- Politechnika Lubelska, Polska;
- Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej, Opole, Polska;
- Katedra Wyższego Wykształcenia Technicznego, Stosowanej Analizy Systemowej i Informatyki UNESCO w NTUU "KPI", Kijów, Ukraina;
- Park Nauki "Kyivska Polytechnica", Kijów, Ukraina;
- Centrum Ukraińsko-Polskie z NTUU "KPI", Kijów, Ukraina;
- LLC Technologie Natury, Ukraina.

## KOMITET NAUKOWY KONFERENCJI

### **Przewodniczący komitetu naukowego:**

**Akademik NAS Ukrainy, profesor, d.t.n., M. Zgurovsky** – rektor Narodowego Uniwersytetu Technicznego Ukrainy „KPI” w Kijowie.

### **Przewodniczący komitetu naukowego:**

**Prof. dr hab. H. Sobczuk** – dyrektor stacji naukowej PAN w Kijowie.

### **Vice-przewodniczący komitetu naukowego:**

**Prof., d.t.n. I. Astrelin** – Dziekan Wydziału Technologii Chemicznej NTUU "KPI";

**Prof. d.t.n. M. Gomelya** – kierownik Zakładu Ekologii Roślin i Technologii Polimerów Wydziału Inżynierii Chemicznej NTUU "KPI".

**Prof., d.ch.n. Ye. Kuzminskiy** – Kierownik Departamentu Ekobiotechnologii i Bioenergetyki Wydziału Biotechnologii i Biotechnics "KPI" NTUU;

### **Członkowie Komitetu Naukowego ze strony polskiej:**

**Profesor hab. W. Stepnyevski** - Dziekan Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej;

**Prof. dr hab. inż. W. Waclawek** – Profesor Uniwersytetu Opolskiego, Przewodniczący Towarzystwa Chemii i Inżynierii Ekologicznej

**Prof. dr hab. inż. M. Waclawek** – Kierownik Zakładu Badań Fizykochemicznych Samodzielnej Katedry Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski

**Prof. dr hab. inż. M. Hirol** – Profesor Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej / Profesor Państwowego Uniwersytetu Gospodarki Wodnej i Wykorzystania Zasobów Przyrody w Równem, Ukraina

**Prof. PL dr hab. inż. B. Kowalska** – Profesor PL Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej

**Prof. PL dr hab. inż. D. Kowalski** – Profesor PL Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej

**Prof. IA PAN dr hab. A. Bieganowski** – Kierownik Zakładu Biogeochemii Środowiska Przyrodniczego Instytutu Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego Polskiej Akademii Nauk, Lublin

**Prof. PL dr hab. inż. J. Czerwiński** – Profesor PL Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej

**Dr M. Rajfur** – Adiunkt Zakładu Badań Fizykochemicznych Samodzielnej Katedry Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski

**Dr inż. G. Łagód** - Adiunkt Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej

### **Członkowie komitetu naukowego ze strony ukraińskiej:**

**Prof., d.b.n. O. Dugan** – Dziekan Wydziału Biotechnologii i Biotechniki NTUU „KPI”;

**Prof., d.t.n. Ye. Panov** – Dziekan Wydziału Inżynierii Chemicznej NTUU "KPI";

**Prof., d.ch.n., Corr. NAS Ukrainy B. Kornolovych** – Kierownik Zakładu w Instytucie Sorpcji Problemów Endoekologii NAS Ukrainy, Kierownik Departamentu WTC, NTUU "KPI";

**Prof., d.ch.n. N. Meshkova-Klimenko** - wicedyrektor ds. Nauki Instytutu Chemii Koloidów i Chemii Wody im. A. Dumańskiego NAN Ukrainy, profesor WTC, NTUU "KPI";

**Prof., d.t.n., Corr. NAS Ukrainy G. Lysychenko** – Dyrektor Instytutu Geochemii Środowiska z NAS Ukrainy;

**Prof., d.ch.n., Acad. NAS Ukrainy M. Cartel** – Dyrektor O.O. Chuiko Instytut Chemii Powierzchni NAN Ukrainy

**Senior staff scientist, d.t.n. T. Mitchenko** – Kierownik Laboratorium Badawczego Sorpcji i Wymiany Jonowej Wydziale Technologii Chemicznej, NTUU "KPI";

**Prof., d.t.n. L. Sablyi** – Profesor Katedry Ekobiotechnologii i Bioenergetyki NTUU „KPI”

**Dr inż, d.ch.n. V. Barbash** – Zastępca Prorektor ds. Badań Pracy "KPI" NTUU;

**Prof., d.t.n. S. Shukayev** – Sekretarz Naukowy Katedry Wyższego Wykształcenia Technicznego, Stosowanej Analizy Systemowej Informatyki UNESCO w NTUU "KPI" w Kijowie, Ukraina;

***Sekretarz konferencji ze strony polskiej:***

**Dr inż. G. Łagód** - Adiunkt Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej

***Sekretarz konferencji ze strony ukraińskiej:***

**Dr inż. M. Kozar** - Starszy Wykładowca Katedry Ekobiotechnologii i Bioenergetyki NTUU „KPI”

## ЗМІСТ

<b>Antonenko A.M., Vavrinevich O.P., Omelchuk S.T., Korshun M.M., Bardov V.G.</b> Prediction of risk of ground and surface water contamination with fungicides on sedaxane example and its danger for human health in areas with irrigationfarming	21
<b>Babko R., ŁAGÓD G., Kuzmina T., DANKO Y.</b> <i>Arcella vulgaris</i> (testacea) jako obiekt testowy osadu czynnego	23
<b>Duda S., Łagód G., Pacia A., Dołhańczuk-Śródka A., Guz Ł., Majerek D.</b> Wykorzystanie elektronicznego nosa do klasyfikacji ścieków pobieranych w urządzeniach oczyszczalni komunalnej	25
<b>Fedenko Yu. M., Miakushko L. Yu.</b> Regularities of sorption of Pb <sup>2+</sup> from water by bentonites	27
<b>Fedenko Yu. M., Patiaka Yu</b> Sorption of Cu <sup>2+</sup> from water by natural bentonite clays	28
<b>Guz Ł., Piotrowicz A., Guz E., Łagód G.</b> Ocena jakości wody z wykorzystaniem elektronicznych zmysłów	29
<b>Jaromin-Gleń K.M., Babko R., Bieganowski A., Łagód G.</b> Laboratory sequencing batch reactor – greenhouse gas emitter	31
<b>Klestova Z., Babkin M., Blotska O., Dremykh Y.</b> Search for approaches to disinfection of wastewater from pathogenic animal viruses	32
<b>Konontcev S.V., Sablii L.A., Kozar M.Yu.</b> Treatment of water of industrial fishfarms in phytoreactors	34
<b>Kutsevol M., Kulakov A.</b> Intensification of seals sludge sewage	35
<b>Kutuzova A.S., Dontsova T.A.</b> Sorption activity of AEROXIDE® TiO <sub>2</sub> P 90	37
<b>Litynska M., Antoniuk R., Tolstopalova N., Astrelin I.</b> Iron (III) oxyhydroxide and iron (III) oxide as adsorbents for arsenic (V) removal from water phase	40
<b>Makarchuk O. V., Dontsova T. A.</b> Magnetic composite mineral sorbents for polyphosphates removal from wastewater	41
<b>Makarenko O.S., Klestova Z.S., Levkov S.P., Samorodov E.L.</b> Monitoring, analysis of impact of farming on water resources of transregional, country, regional and local levels with the use of GIS, modeling and cloud approach	44
<b>Nahirniak S., Dontsova T., Suchorab Z., Łagód G.</b> Gas sensors array for monitoring of organic substances in water	46

<b>Ponomarova L. M., Dzyazko Yu. S., Volfkovich Yu. M., Sosenkin V.E.</b> Ion-exchange resins modified with nanoparticles of zirconium hydrophosphate for removal of heavy metal ions from diluted solutions	47
<b>Protasov A., Sylaieva A., Novosolova T., Stepanova T.</b> New approaches to assessment of the ecological and technical potential of aquatic technoecosystems, using the principles of the water framework directive EU	48
<b>Skiba M.I., Pivovarov A.A., Trus I.M.</b> A novel technique for wastewater treatment by contact nonequilibrium plasma	51
<b>Syrotina I.O., Todorovych O.S.</b> The waste water treatment: modern technology and ways to development	52
<b>Todorovych O.S., Syrotina I.O.</b> Innovation technologies for drinking water treatment	54
<b>Аксьонова І. М.</b> Хвильовий відгук екзоферментних реакцій розкладу органічних речовин очищення стічних вод	57
<b>Безсонний В. Л., Третьяков О.В.</b> Вплив стічних вод на поверхневі джерела водопостачання (на прикладі р. Сіверський Донець)	59
<b>Білявський С.О., Галиш В.В.</b> Сорбенти з рослинних відходів	62
<b>Бондар Ю.В., Бужук Л.О., Зиков М.С.</b> Нові нанокompозитні полімерні волокна з осаждением шаром діоксиду мангану: синтез і застосування	64
<b>Бондар Ю.В.</b> Сучасні технології синтезу волокнистих полімерних і композитних сорбентів для вилучення іонів важких металів і радіонуклідів із забруднених вод	66
<b>Бондаренко М.В., Халявка Т.А., Петрик І.С., Щербань Н.Д.</b> Фотокаталітична очистка стічних вод з використанням нанокompозитів $\text{TiO}_2/\text{C}$ та $\text{TiO}_2/\text{C/S}$ як фотокаталізатора	71
<b>Борисовець В.Б., Фросин В.С., Пилипенко І.В.</b> Вилучення важких металів з водних розчинів інтеркальованим монтморилонітом	72
<b>Вальтер К.А., Донцова Т.А.</b> Магнітна модифікація сорбційних матеріалів з метою покращення їх експлуатаційних характеристик	74
<b>Василенко С.Л., Кашпур А.Д.</b> Вода як об'єкт дослідження	75
<b>Вдовенко С.В.</b> Комплексний захист водних об'єктів у зонах розміщення нафтопереробних заводів	76
<b>Вижевська Т.В., Уїздовський А.П.</b> До визначення об'єму резервуару регулювання дощових вод, які підлягають очищенню	80

<b>Войтко З.О., Донцова Т.А.</b> Перспективи використання гідроксидапатиту для очищення стічних вод від важких металів	83
<b>Воронова А.С., Іваненко І. М.</b> Застосування композитів на основі Ni-, Co-шпінелі в процесах очищення стічних вод	84
<b>Галиш В.В., Ніколайчук А.А., Картель М.Т.</b> Ефективні сорбенти з відходів агропромислового комплексу	85
<b>Гаращенко В.І., Гаращенко О.В.</b> Магніто-сорбційні властивості феримагнітної фільтруючої загрузки магнітних фільтрів	87
<b>Гвоздяк П.І.</b> Роль бактерій в очищенні води	90
<b>Голуб Н.Б., Козловець О.А., Шинкарчук М.В.</b> Спосіб очищення стічних вод з високим вмістом сполук амонійного азоту	92
<b>Голуб Н.Б., Левтун І.І.</b> Очищення води від сполук сульфуру за допомогою мікроводоростей	93
<b>Голуб Н.Б., Шинкарчук М.В., Козловець О.А.</b> Анаеробний спосіб очищення стічних вод з вмістом антибіотиків	94
<b>Гомеля М.Д., Трус І.М., Грабітченко В.М.</b> Екологічно безпечні методи опріснення високомінералізованих вод	96
<b>Гомеля М.Д., Воробйова В.І., Чигиринець О.Е., Скиба М.І., Фатєєв Ю.Ф., Трус І.М., Ліпатов С.Ю.</b> Ресурсозберігаючі технології використання відходів рослинного сировини	98
<b>Гончарова І.В., Язвінська К.В.</b> Визначення якості та безпечності питної бюветної води	101
<b>Грицина О.О.</b> Температурні режими очищення муніципальних стічних вод	103
<b>Грицюк Я.О., Голембіовський А.О.</b> Адсорбція органічними йонами хрому (VI) з водних розчинів	105
<b>Дерев'янкіна Л.С., Топоров А.А.</b> Оцінка причинно-наслідкового стану якості питної води Донбасу в умовах нестабільної ситуації сьогодення	106
<b>Дорошенко Д.В., Пилипенко І.В., Бащак О.Є.</b> Синтез сорбентів на основі глинистих мінералів та рідкого скла	109
<b>Душко А.Ю., Большак А.П., Косогіна І.В.</b> Ефективність вилучення гумусових речовин з води комплексним коагулянтном	110

<b>Жукова В.С., Бляшина М.В., Грицина О.О.</b> Очищення та рекуперація тепла господарсько-побутових стічних вод індивідуальних житлових будинків	111
<b>Загороднюк Ю.В., Ширококов В.П., Войцеховський В.Г., Никитюк О.А., Омельчук С.Т., Гринзовський А.М., Загороднюк К.Ю.</b> Оцінка ефективності вилучення вірусів із питної води матеріалами паперовими фільтрувальними на основі модифікованих целюлоз та бентонітових глин	112
<b>Зубченко Л.С., Кузьмінський Є.В.</b> Оцінка економічної доцільності використання фотобіоелектрохімічних систем в технологіях очищення стічних вод харчової промисловості	114
<b>Іванова В.П., Гомеля М.Д., Марущак Ю.А.</b> Використання баромембранних методів при очищенні води від іонів важких металів	115
<b>Іванченко А.В., Гошовська Л.В., Назаренко О.В., Данельська А.С.</b> Застосування природних адсорбентів в технології вилучення фосфатів з міських стічних вод	117
<b>Квартенко О.М., Саблій Л.А.</b> Комплексна технологія очищення багатокomпонентних підземних вод та утилізації осаду від промивки фільтрів	119
<b>Кириченко-Бабко М., Маєрек Д., Лагуд Г., Бабко Р.</b> Вплив меліорації на різноманіття артропод в річкових долинах	122
<b>Кирій С.О., Нечипорук Д.О., Косогіна І.В.</b> Перевірка ефективності сорбційних матеріалів, отриманих на основі "червоного шламу"	124
<b>Кізеєв М. Д.</b> Створення енергонезалежних каналізаційних очисних споруд за допомогою біогазових станцій і когенераційних установок	126
<b>Ковальчук І.А., Тобілко В.Ю., Корнілович Б.Ю.</b> Захист водного басейну від забруднень важкими металами і радіонуклідами з використанням природних мінеральних сорбентів	129
<b>Козар М.Ю., Саблій Л.А.</b> Аналіз поєднання різних біологічних методів очищення стічних вод від сполук фосфору	131
<b>Колтишева Д.С., Саблій Л.А.</b> Технологія вилучення шерстяного жиру зі стічних вод заводу первинної обробки вовни	131
<b>Колтишева Д.С., Шкель К.О., Саблій Л.А.</b> Кінетика процесу нітрифікації при очищенні стічних вод	134
<b>Коновалова В.В., Іваненко О.І.</b> Ультрафільтрація залізовмісних вод на мембранах з магнітно-чутливими властивостями	137
<b>Концевой А.Л., Толстопалова Н.М.</b> Алгоритмізація і програмування розрахунків процесу водопідготовки	139

<b>Косогіна І.В., Осьмук М.П., Курамшин Р.В.</b> Застосування модифікованих сорбційних матеріалів у водоочищенні	140
<b>Кочкодан О.Д., Антрапцева Н.М., Бойко Р.С.</b> Адсорбція бінарних сумішей поверхнево-активних речовин із водних розчинів	141
<b>Кремез В.С.</b> Теоретичний аналіз змін коефіцієнта фільтрації пористого середовища при різних типах утворення осаду	142
<b>Кузьмінчук А.В., Лапінський А.В.</b> Технології підготовки та аналізу питної води в умовах бойових дій та надзвичайних ситуацій	144
<b>Кулинич Я.І., Маджд С.М.</b> Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження	147
<b>Куриленко В.С., Толстопалова Н.М.</b> Комплексне знешкодження стічних вод	149
<b>Кух А. А., Іваненко І. М.</b> Дослідження активності композитів «активоване вугілля- $TiO_2$ » в процесах вилучення спиртів з водних розчинів	150
<b>Мартинюк Я.П., Гомеля М.Д.</b> Використання аніонітів у маловідходних технологіях очистки води від фосфатів	152
<b>Марухленко М. О., Охмат О. А., Мокроусова О. Р.</b> Екологізація дубильних процесів виробництва шкіри	155
<b>Мельник Л.О.</b> Вплив солей жорсткості та бікарбонатів на ефективність видалення арсенату нанофільтраційною мембраною ОПМН-П	158
<b>Мовчанюк О.М., Гомеля М.Д., Нагай А.О</b> Ефективність целюлозного фільтрувального матеріалу під час очищення води від гуматів баромембранним методом	161
<b>Назаренко О.М., Діденко К.Ю.</b> Моніторинг водногосподарських процесів в умовах інтенсивного водоспоживання	163
<b>Носік В.В., Охріменко К.В., Косогіна І.В.</b> Характеристики модифікованого активованого вугілля	166
<b>Одуд Л. М.</b> Хімічна модель процесу пом'якшення води на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду	167
<b>Петриченко А.І., Вембер В.В., Кійченко О.Ю.</b> Інтенсифікація біологічних процесів видалення сполук нітрогену з води	171
<b>Петров С.В., Смирнов І.В.</b> Плазмохімічне очищення води	172
<b>Петрова Л.О.</b> Вплив відходів вуглевидобутку на аквальні ландшафти в аридному літогенезі України	173



<b>Пляшечник В., Кузьміна Т., Данько Я., Лагуд Г., Бабко Р.</b> Вплив стоків з комунальної очисної споруди на структуру асамблеї війчастих найпростіших ( <i>Ciliata</i> )	176
<b>Поляков В.Л., Мартинов С.Ю.</b> До теорії фізико-хімічного знезалізнення підземних вод та її інформаційного забезпечення	178
<b>Потапова М.В., Голуб Н.Б.</b> Анаеробне зброджування висококонцентрованих стічних вод спиртзаводу з отриманням біогазу	181
<b>Прокоф'єва Г.М., Сударушкіна Т.В., Матвєєва К.М.</b> Сучасні екотехнології очищення компресорної техніки	183
<b>Россінський В. М.</b> Багатоконтурність рециркуляції мулової суміші при реновації технології біологічного очищення стічних вод в аеротенках	184
<b>Руденко В.Г., Ткачук О.О., Іваненко І. М.</b> Вилучення йоду із стічних вод адсорбційним методом	186
<b>Саблій Л. А., Ободович О. М., Сидоренко В. В., Кононцев С. В., Коренчук М. С.</b> Використання гідромеханічної системи аерації для біологічного очищення стічних вод	187
<b>Саблій Л.А., Коренчук М.С., Гіджеліцька О.М.</b> Пошук низькоенергетичних пристроїв для аерації стічних вод в аеротенках	189
<b>Саблій Л.А.</b> Вдосконалення каналізаційних очисних споруд міста і сирзаводу для підвищення ступеня видалення сполук нітрогену й фосфору	191
<b>Салівон О.Ю., Таранов В.В., Зубчук В.І.</b> Експрес-метрія нітратів у проточній воді	193
<b>Семінська О.О., Балакіна М.М.</b> Вплив хлорид-, сульфат- та гідрокарбонат-іонів на дефосфатування води нанофільтрацією	194
<b>Сидоренко І.С., Мельниченко Є.В., Гомеля М.Д., Трус І.М., Воробйова В.І.</b> Екологічно безпечні методи вилучення іонів міді з води	196
<b>Спасьонова Л.М., Саманова А.О.</b> Очищення водних середовищ, забруднених сполуками Со(II), генетичною сумішшю монтморилоніту та палигорськіту	198
<b>Стрікаленко Т. В., Псахіс Б. Й.</b> З досвіду удосконалення постачання населенню питної води	200
<b>Сухарев С.М., Марійчук Р.Т., Сухарева О.Ю., Онисько М.Ю.</b> Моніторинг вмісту карбонільних сполук у воді річки Уж	203
<b>Сухарева А.С., Трохименко Г. Г., Гомеля М. Д.</b> Електрохімічне розділення міді, цинку та нікелю в процесі іонообмінного очищення води	204

<b>Томченко О.В., Силаєва А.А., Протасов О.О.</b> Використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для оцінки трансформації літоральної зони водойми охолоджувача за умови зниження рівня води	207
<b>Трус І.М., Грабітченко В.М., Гомеля М.Д.</b> Зворотньоосмотичне опріснення води та переробка концентратів, що при цьому утворюються	210
<b>Турченко Н. О., Орестов Є. О., Мітченко Т. Є.</b> Сучасні методи повторного використання стічних вод натрій-катіонітових фільтрів	213
<b>Українець А.І., Большак Ю.В., Маринін А.І.</b> Чиста вода: еволюція критеріїв якості і водопідготовка	214
<b>Хохотва О.П., Лиштва П.В., Малихіна К.А.</b> Вплив солей $\text{Ca}^{2+}$ на сорбцію іонів $\text{Cu}^{2+}$ фосфорильованим вуглецевим сорбентом	216
<b>Усов О.Є., Жежеря В.А., Цибульський О.І., Батог С.В.</b> Вплив міста Чернігів на стан річки Стрижень (басейн Десни)	219
<b>Цитлішвілі К.О., Горбань Н.С.</b> Експериментальні дослідження зниження концентрації сполук азоту в лабораторних умовах з використанням біологічних процесів	222
<b>Чарний Д. В., Гайдабура О. М., Харченко М. Ю.</b> Можливість використання слабопроточних природних і штучних заток як першої ланки у технологічному ланцюзі підготовки вихідної води з поверхневих джерел водопостачання на прикладі дніпровської затоки "річище" – джерелі водопостачання м. Горішні Плавні	224
<b>Чегіль А.І., Роман Л.Ю., Чундак С.Ю.</b> Оцінка антропогенного впливу на якість вод річки Бронька в межах іхтіологічного заказника «Ріка» Іршавського району Закарпаття	226
<b>Шахновський А.М., Квітка О.О., Поплевські Г., Бохенек Р.</b> Двостадійна процедура проектування промислових схем водного господарства	227
<b>Шевченко Т.О.</b> Технологія доочистки побутових стічних вод від сполук фосфору	230
<b>Шуриберко М.М., Цвенюк В.А., Шаблій Т.О.</b> Дослідження процесів десорбції сульфідів на аніонообмінних редокситах	233
<b>Шуриберко М.М., Булгаков Є.С., Гомеля М.Д.</b> Визначення сорбційної здатності аніонообмінних редокситів по сульфід-іонах	235
<b>Щурська К.О., Кузьмінський Є.В.</b> Мікробні електрохімічні технології в очищенні стічних вод	237

# PREDICTION OF RISK OF GROUND AND SURFACE WATER CONTAMINATION WITH FUNGICIDES ON SEDAXANE EXAMPLE AND ITS DANGER FOR HUMAN HEALTH IN AREAS WITH IRRIGATION FARMING

Antonenko A.M., PhD; Vavrinevich O.P., PhD; Omelchuk S.T., MD; Korshun M.M., MD; Bardov V.G., MD

*Hygiene and Ecology Institute of Bogomolets National Medical University,  
Kyiv, Ukraine*

*Antonenko Anna, [antonenko1985@ukr.net](mailto:antonenko1985@ukr.net)*

**Introduction.** Among all ecotoxic substances pesticides have a special place. Arrived into the soil, they can accumulate or migrating through the soil profile, pesticides create the danger of ground and surface water contamination that requires their constant control and monitoring.

It is worth be noted that almost 70% of the Ukrainian villages and settlements of urban type and 65% of the population in Europe consumes drinking water from wells (groundwater) that have the greatest probability of pollution with pesticides. And water pollution is one of the major threats to public health in Ukraine. Drinking water sources, both surface and groundwater are contaminated with coliforms, toxic metals and pesticides throughout the country. But humanity will not abandon the use of pesticides taking into account, constant growing of human population and starvation world problem: according to WHO and UNO each third person has starvation nowadays; up to 2050 the Earth population will increase on more than 2 billion, and its food needs – on 70 %.

**Objective of work** is a e risk evaluation of contamination with fungicides (on sedaxane example) surface and groundwater of Ukraine comparing with other countries, as well as risk assessment of the adverse effects of these substances on human health while contaminated groundwater consumption.

**Materials and methods.** We have studied the most widely used in agriculture perspective representative of fungicide pyrazolecarboxamide chemical class – sedaxane.

Field hygienic experiments with studied active ingredient (a.i.) of pesticides were carrying out in different soil and climatic conditions of Ukraine which corresponds to different soil and climatic zones: Polissia (Kiev region or West and North Europe), Forest-steppe (Vinnitsa, Kiev, Poltava region or Central and East Europe) and Steppe (Odessa, Kherson region or South Europe).

For calculation of a.i. half-life periods ( $DT_{50}$ ) and persistence in soil mathematical modeling method was used.

Prediction of possibility of migration of pesticides in groundwater was carried out by: Groundwater ubiquity score (GUS) and Leaching potential index (LEACH).

For integrated assessment of the potential hazard of pesticide exposure on the human organism when it enters ground and surface waters we used integral groundwater contamination index (IGCHI) which includes assessment of 3 indices: LEACH,  $DT_{50}$  in water and allowable daily intake (ADI) on a scale which provides four gradations. For determination of potential risk to the environment and human health by drinking water containing the pesticide screening model of maximum concentration of a pesticide in groundwater determination SCI-GROW, developed by the Agency for Environmental Protection (EPA) USA, was used. For the evaluation of the parameters of SCI-GRW – a method of comprehensive assessment including establishing of the maximum possible daily intake of pesticide with water (MPDIW) and subsequently compared with acceptable daily intake of pesticide with water (ADIW) developed by us was used.

**Results.** Evaluation of the behavior and distribution of studied pesticide in soil we have done mathematical modeling of its persistent according to field researches conducted in Ukraine (table 1). As a result of mathematical modeling of the behavior of the studied compound in soil the half-life periods ( $DT_{50}$ ) in soil and climatic conditions of Ukraine were calculated (table 1). The results

showed that studied a.i. much less stable in Ukrainian field conditions than soils of other European countries. According to State Standards 8.8.1.002-98 sedaxane by its soil stability are classified as non-stable (4<sup>th</sup> class of hazard, low hazardous compound).

The possibility of contamination of was made by us according to GUS index. The results of field studies and evaluation of GUS index showed that risk of sedaxane leaching into groundwater in soil and climatic conditions of Ukraine is a low (probably not leached). Our data almost coincide with the data obtained in other countries (leaching risk is medium) (table 1). According to table 1 in soil and climatic conditions of Ukraine the risk of contamination of ground and surface water (LEACH) by 1 studied fungicide is very low (4 class), in conditions of other European countries – high risk (1 class).

Assessment of the possible negative impact on the human body of studied fungicides, insecticides and herbicides during their leaching into the water was made according to SCI-GROW index. It was established that in soil and climatic conditions of Ukraine SCI-GROW index significantly below 1 mg/l and on the order below similar indicators in other countries. The obtained results can be explained by differences in the maximum application rates, the multiplicity of applications and soil stability of substance.

On the basis the ADI values approved in Ukraine and in the EU, we calculated the allowable daily consumption (ADC) (table 1). The acceptable daily consumption of the substance with water (ADCW) was calculated based on the principles of integrated hygienic regulation adopted in Ukraine. Considering that with water in the human body can enter 20 % of the pesticide ADC, ADCW values were calculated (table 1).

Table 1 – Application rates, parameters of stability and groundwater migration of sedaxane

Index	Value	
	own results	literature data
Maximal application rate of a.i., kg/t under maximal application number (MAR)	0,025	
DT <sub>50</sub> soil, day	9,0	170 (54,6-188,0)
GUS	1,21	2,59
SCI-GROW, µg/l	$3,4 \times 10^{-3}$	$1,85 \times 10^{-1}$
LEACH	0,24	4,46
Daily intake with 3 l of water, µg/day	$2,6 \times 10^{-4}$	
ADI, mg/kg	0,1	0,1
ADC, µg/ day	6,0	6,0
ADC with water, µg/ day	1200	

**Notes:** GUS – Ground ubiquity score; SCI-GROW – Screening concentration in groundwater; ADC – acceptable daily consumption (ADI×60);

**Discussion.** Comparative analysis of the data of field researches, conducted in conditions other countries, has shown that there is a significant difference between the DT<sub>50</sub> values, obtained in Ukrainian and other European countries soil and climatic conditions. This difference is caused by the peculiarities of soil types: in most of Ukrainian territory – black and sod-podzolic soils, in other countries, where researches have been conducted – sandy soils from acidic to mountain.

Our data on GUS index evaluation close to the data obtained in other countries, but the LEACH values significantly differ. The differences of potential ground and surface water leaching risk can be explained by different stability of abovementioned compounds in different soil types.

The calculation results showed that the values of the maximum possible daily consumption of sedaxane with water (MPDCW) significantly below ADCW according to field researches conducted in Ukraine and other countries. The results indicate a relatively low risk to humans by

ingestion of water contaminated with sedaxane of studied groups which compares with results for other pesticide groups.

#### **Conclusions:**

1. It was established that sedaxane according its soil stability in soil and climatic conditions of Ukraine is classified as non-stable (4th class of hazard, low hazardous compounds).
2. The results of field studies and evaluation of GUS and LEACH index showed that risk of sedaxan leaching into surface and groundwater in soil and climatic conditions of Ukraine is a low (probably not leached).
3. It was proved that the maximum possible concentration of sedaxane in groundwater significantly lower than allowable, which is associated primarily with low application rates and indicates the relative safety for human health when consuming water, which could be contaminated with test compound.

#### **ARCELLA VULGARIS (TESTACEA) JAKO OBIEKT TESTOWY OSADU CZYNNEGO**

**Roman Babko\***, **Grzegorz ŁAGÓD\*\***, **Tatiana Kuzmina\*\*\***, **Yaroslav DANKO\*\*\*\***,

\* Instytut Zoologii im. I.I. Schmalhausena Narodowej Akademii Nauk Ukrainy,  
ul. B. Khmel'nitskogo 15, 01601, Kijów, Ukraina, e-mail: rbabko@ukr.net

\*\* Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska ul. Nadbystrzycka 40B, 20-618  
Lublin, Polska, e-mail: g.lagod@pollub.pl

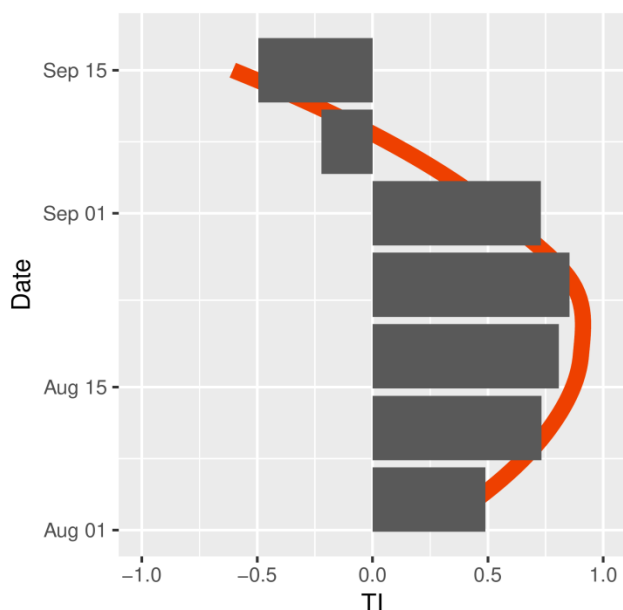
\*\*\* Państwowy Uniwersytet Sumski, Rymskiego-Korsakowa 2, 40007 Sumy, Ukraina,  
e-mail: kuzmina\_tm@ukr.net

\*\*\*\* Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny w Sumach im Makarenki, Romenska 87,  
40002 Sumy, Ukraina, e-mail: yaroslavdanko@gmail.com

Jako wskaźnik kondycji osadu czynnego powszechnie używane są organizmy występujące w nim w znacznej liczebności. W przeważającej liczbie przypadków są to orzęski. Jednakże bardzo często ameby skorupkowe również mogą osiągać znaczną liczebność i stanowić część dominującego zgrupowania w zespole organizmów osadu czynnego. W większości przypadków najliczniejszą populacją bywa *Arcella vulgaris*. W przeciwieństwie do przedstawicieli orzęsków, ameby skorupkowe spotkać można w osadzie czynnym w dwóch postaciach – żywe osobniki lub puste skorupki. Zależności występujące pomiędzy liczebnością żywych ameb a pustych skorupek pozwalają ocenić nie tylko obecną kondycję osadu czynnego, ale również określić dynamikę zmian zachodzących w obrębie ich populacji w przeszłości. Tak więc kondycję populacji *Arcella vulgaris* można łatwo prześledzić nie tylko na podstawie ilości żywych osobników, ale również zgodnie ze stosunkiem ilości żywych komórek do pustych skorupek.

Materiałem wykorzystanym w niniejszej pracy były próby osadu czynnego zebrane w Lubelskiej oczyszczalni „Hajdów” we wrześniu i październiku z interwalem jeden tydzień. Pobieranie prób zrealizowano na końcu procesu biologicznego oczyszczania ścieków za pomocą pojemnika o objętością 1 dm<sup>3</sup> z głębokości 0,5 m. Próby dostarczane były do laboratorium Politechniki Lubelskiej w ciągu 1 godziny od momentu poboru. W laboratorium próby były dokładnie homogenizowane i następnie przygotowywane subpróby objętości 100 ml. Zliczanie organizmów przeprowadzono w objętości 25 μl pod mikroskopem optycznym na światło przechodzące przy użyciu obiektywu x20 (Olympus CX41RF). W subpróbach zliczane były osobniki dominujących gatunków orzęsków oraz żywe i martwe osobniki *Arcella vulgaris*. W celu uzyskania statystycznie wiarygodnych wyników wykonywano zliczanie w pięciu subpróbach po 25 μl każda, zaś wyniki końcowe uśredniono. Uśrednione dane zostały wykorzystane do dalszych obliczeń i analizy statystycznej.

Podczas okresu badań prowadzonych w ramach niniejszej pracy kompleks dominujących gatunków pozostawał dość stabilny. Ilościowe badania wykazały, że dominujące gatunki w osadzie czynnym oczyszczalni Hajdów w okresie pobierania próbek znajdowały się w przedziale od 60 do 80% całkowitej liczby zliczanych osobników. Pomimo faktu, że liczba oznaczanych organizmów w badanym przedziale czasu w osadzie czynnym wynosiła 38 taksonów, dominujący kompleks składał się z tylko 4 gatunków. Były to dwa gatunki ameb domkowych – *Arcella vulgaris* i *Pyxidicola sp.* oraz 2 gatunki orzęsków – *Aspidisca cicada* i *Acineria uncinata*. Najbardziej wyraźna zmiana odnotowana została w odniesieniu do populacji ameby domkowej – *Arcella vulgaris* która zliczana była w dwóch formach – żywe ameby oraz pozostałe po nich skorupki. Wyniki interpretacji tych zaliczeń przedstawione zostały na poniższym wykresie.



Rys. 1. Zmiany Testacea Indeksu (TI) w osadzie czynnym oczyszczalni Hajdów

Badania odbywały się w sierpniu i październiku, w których to miesiącach w oczyszczalni obserwowana była znaczna zmiana ilości napływających ścieków – niemalże dwukrotny wzrost. Powodowany był on przez powrót po wakacjach do miasta znacznej liczby stałych mieszkańców oraz większości studentów i skutkowało wzrostem ładunków zanieczyszczeń.

Kontrola stosunku liczebności żywych i martwych *Arcella* umożliwiła wykrycie niekorzystnych warunków dla populacji znacznie wcześniej niż przez bazowanie tylko na liczebności komórek żywych, gdy ich liczebność malała stopniowo.

Tak więc analiza Testacea-indeksu (TI) który brał pod uwagę proporcje żywych i proporcje martwych osobników gatunku *Arcella vulgaris* niósł ze sobą więcej informacji niż analiza jedynie żywych osobników tego gatunku.

Nawet przy dużych ilościach żywych *A. vulgaris* możliwe jest śledzenie związku pomiędzy żywymi amebami i pozostałymi skorupkami, a negatywnym wpływem czynników środowiskowych na populację.

**WYKORZYSTANIE ELEKTRONICZNEGO NOSA DO KLASYFIKACJI ŚCIEKÓW POBIERANYCH W URZĄDZENIACH OCZYSZCZALNI KOMUNALNEJ**  
*Sylwia Duda\**, *Grzegorz Łagód\**, *Adriana Pacia\*\**, *Agnieszka Dolhańczuk-Śródka\*\**, *Łukasz Guz\**, *Dariusz Majerek\*\*\**

*\*Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska,*

*Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, Polska, e-mail: g.lagod@pollub.pl*

*\*\* Uniwersytet Opolski, Samodzielna Katedra Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Kardynała Kominka 6, 6a, 45-032 Opole, Polska.*

*\*\*\*Politechnika Lubelska, Wydział Podstaw Techniki, Nadbystrzycka 38, 20-618 Lublin, Polska*

Keywords: wastewater treatment plant; wastewater, e-nos; classification;

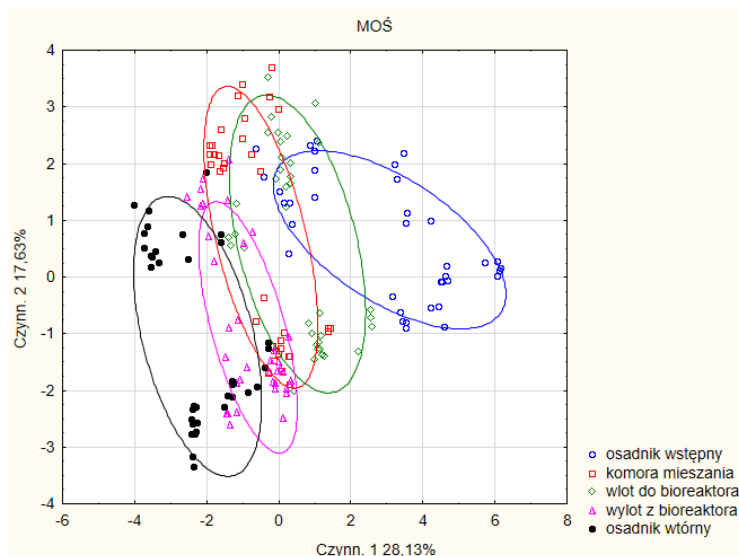
Oczyszczalnie ścieków są emiterami związków zapachowo-czynnych ze znacznym udziałem substancji złoonych na wszystkich etapach realizowanych procesów, zwłaszcza tych związanych z utrzymaniem warunków beztlenowych. Źródła zanieczyszczeń powietrza w omawianych obiektach można ogólnie podzielić na 2 grupy – są to miejsca powstawania nowych związków odorowych oraz miejsca o dużym natężeniu przepływu. Nie bez znaczenia jest również fakt, iż ścieki zawierają w swoim składzie wiele różnych substancji organicznych. Poziom zanieczyszczenia standardowo wyraża się za pomocą parametrów fizykochemicznych (tj. BZT, ChZT, OWO, Z<sub>og</sub>), zaś na ich podstawie eksploatarzy obiektów służących oczyszczaniu ścieków oceniają procesy zachodzące w poszczególnych urządzeniach. W literaturze opisane zostały dotychczas zależności pomiędzy wartością wskaźników zanieczyszczeń a uciążliwością zapachową badanego medium.

Ścieki poddawane kolejnym etapom oczyszczania (stopień mechanicznych oraz biologicznych), czyli przepływające przez poszczególne urządzenia ciągu technologicznego oczyszczalni, charakteryzują się różnym poziomem zanieczyszczeń. Jak już wspomniano poziomy te powiązane są z wielkością emisji zanieczyszczeń powietrza, którego jakość można z kolei określać wykorzystując zróżnicowane metody. Uciążliwość zapachową, która jest wskazywana jako istotny aspekt realizowanych procesów oczyszczania, analizować można za pomocą olfaktometrii dynamicznej, chromatografii gazowej jak również z wykorzystaniem matryc wieloczuJNIKOWYCH.

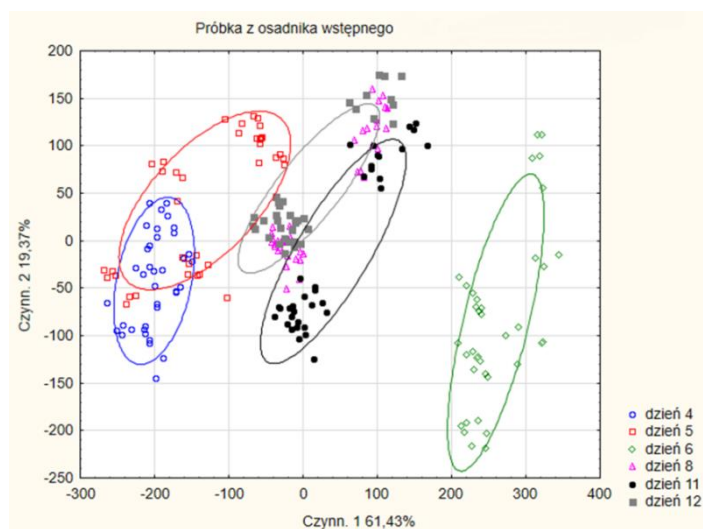
System czujników gazu połączony z jednostką obliczeniową (np. komputerem lub mikrokontrolerem) służącą analizie sygnałów oraz ich interpretacji tworzą elektroniczny nos, czyli imitację ludzkiego zmysłu powonienia. Dzięki zastosowaniu wielu sensorów o różnej czułości i selektywności istnieje możliwość pozyskania niepowtarzalnej kombinacji sygnałów, charakterystycznej dla próbki gazu. W takiej sytuacji można mówić o opracowaniu i analizie tzw. gazowego odcisku palca (z ang. *gas fingerprint*). Po pozyskaniu zestawu sygnałów pomiarowych, stosuje się odpowiednio dobrane metody analityczne, do opracowania informacji o badanym gazie, lub mieszaninie gazów oraz ich związku z parametrami analizowanego medium.

Opracowanie przedstawia badania prowadzone z wykorzystaniem e-nosa, mające na celu klasyfikację próbek ścieków pochodzących z części mechanicznej oraz biologicznej oczyszczalni. W ramach prowadzonych badań sprawdzono również wpływ przetrzymywania schłodzonych ścieków surowych, w kontekście ich późniejszego wykorzystania w pracach laboratoryjnych. Podczas analizy ścieków pobieranych w oczyszczalni zauważono, że intensywność sygnałów pochodzących z matrycy sensorów zmienia wraz ze spadkiem poziomu zanieczyszczenia ścieków, przy czym najbardziej różnią się od siebie sygnały powstałe w wyniku analizy próbek ścieków najbardziej i najmniej zanieczyszczonych. Graficznie zostało to zaprezentowane na rysunku 1. W drugiej części eksperymentu odnotowano, że odczyty wykonane w kolejnych dniach

przetrzymania próby ścieków surowych wskazują na początkowo postępujące różnicowanie sygnału pochodzącego z prób gazu pobieranego nad medium oraz jego stopniowy powrót do stanu pierwotnego w kolejnych dniach eksperymentu. Obserwacja taka skorelowana była z odnotowanym wzrostem uciążliwości zapachowych próby i następującym w późniejszym czasie jej spadkiem. Proces opisywanych zmian obrazuje rysunek 2. Prezentowane ilustracje graficzne przedstawiają wynik opracowane z wykorzystaniem metody PCA (z ang. *principal component analysis*).



Rys. 1 Klasyfikacja próbek ścieków z części mechanicznej i biologicznej oczyszczalni



Rys. 2 Zmiany sygnału uzyskiwanego z przetrzymywanej próby ścieków surowych

Uzyskane wyniki badań potwierdzają możliwość wykorzystywania elektronicznego nosa do monitorowania procesu oczyszczania ścieków. Stwierdzono, iż matryca czujników gazu połączona z systemem analizy wyników za pomocą metody PCA, jest narzędziem możliwym do wykorzystania przy wstępnej klasyfikacji próbek ścieków, a także wskazywania ogólnych różnic pomiędzy poszczególnymi próbkami, a co za tym idzie kolejnymi punktami ich pobierania. Narzędzie to może być także wykorzystane do analizy i klasyfikacji ścieków przetrzymywanych w chodziarce celem ich dalszego wykorzystania w eksperymentach laboratoryjnych.



## REGULARITIES OF SORPTION OF $Pb^{2+}$ FROM WATER BY BENTONITES

*Fedenko Yu. M., Miakushko L. Yu.*

*Fedenko Yu. M.*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine,  
Kyiv, [fedenkoyura@ukr.net](mailto:fedenkoyura@ukr.net)*

Sorption is the most efficient way keeps to defuse industrial waste waters and to return purified water and valuable components to industry. Besides, sorption purification is cheap expressive method keeps to remove wide spectra of pollutants with different phase and dispersion composition including ionic degree of dispersion.

The bentonite (called for the deposite Benton, USA) is natural clay mineral, hydro alumina silicate, has the property to swell during hydration. The main component of the bentonite (60 – 70 %) montmorillonite  $Al_2[Si_4O_{10}](OH)_2 \cdot nH_2O$  is leaf like silicate with structural pantry can be expand. Such property of bentonite clays as the ability to light widely used in vine industry and is perspective for using in water treatment processes. Possibility of bentonite surface to be modified opens wide horizons for researches with the aim to give it properties to remove pollutants of different nature and dispersion.

The aim of this work was to find optimal conditions of  $Pb^{2+}$  adsorption conditions by bentonite clays of Ukrainian origin for determination of their sorption efficiency and selectivity.

Analysis of residual quantities of  $Pb^{2+}$  in water solutions had been made by titrimetric method of analysis.  $Pb^{2+}$  model water solutions had been prepared by dissolving of  $Pb(NO_3)_2$  sample.

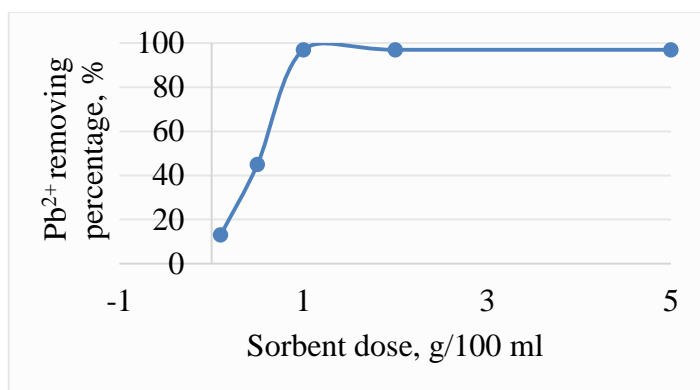


Fig. 1 – Dependence of  $Pb^{2+}$  removing percentage on sorbent dose.

For researching of effectivity of  $Pb^{2+}$  sorption by bentonite depending on its quantity samples (0,1; 0,2; 1; 2 and 5 g) had been placed to conical bulbs. Then  $Pb^{2+}$  solution with concentration 0,5 g/L and volume 100 ml had been added there. Bulbs had been placed for mixing during 15 min.

The dependence has illustrated in fig. 1. In fig. 1 it's presented depending of  $Pb^{2+}$  removing percentage from sorbent dose (duration 30 min, pH 8, primary concentration of  $Pb^{2+}$  200 mg/L).

According to data presented in fig. 1 increasing sorbent dose from 0,1 to 1 g/100 ml leads to rapid increasing of removing degree. However, from 1 to 5 g/100 ml efficiency of sorption removing of  $Pb^{2+}$  almost unchanged. On our opinion, it connects with adhesion of sorbent particles with a high content of it in solution. It causes blocking of useful sorption surface of the bentonite.

## SORPTION OF $\text{Cu}^{2+}$ FROM WATER BY NATURAL BENTONITE CLAYS

*Fedenko Yu. M., Patiaka Yu.*

*Fedenko Yu. M.*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine,  
Kyiv, [fedenkoyura@ukr.net](mailto:fedenkoyura@ukr.net)*

Sorption processes are widespread in water treatment technologies because of its cheap cost and high efficiency. For making the price of sorbents as cheap as possible, its preferable to use sorbents of natural origins.

The bentonites and saponites are widespread in Ukraine. That's why they are perspective for wide usage in water preparation for drinking and technic water. Bentonites (called for the deposit Benton, USA) is natural clay mineral, hydro alumina silicate, has the property to swell during hydration. The main component of the bentonite (60 – 70 %) montmorillonite  $\text{Al}_2[\text{Si}_4\text{O}_{10}](\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  is leaf like silicate with structural pantry can be expand. Such property of bentonite clays as the ability to light widely used in vine industry and is perspective for using in water treatment processes. Possibility of bentonite surface to be modified opens wide horizons for researches with the aim to give it properties to remove pollutants of different nature and dispersion.

The aim of this work was to find optimal conditions of  $\text{Cu}^{2+}$  adsorption conditions by bentonite clays of Ukrainian origin for determination of their sorption efficiency and selectivity.

Analysis of residual quantities of  $\text{Cu}^{2+}$  in water solutions had been made by titrimetric method of analysis.  $\text{Cu}^{2+}$  model water solutions had been prepared by dissolving of  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  sample.

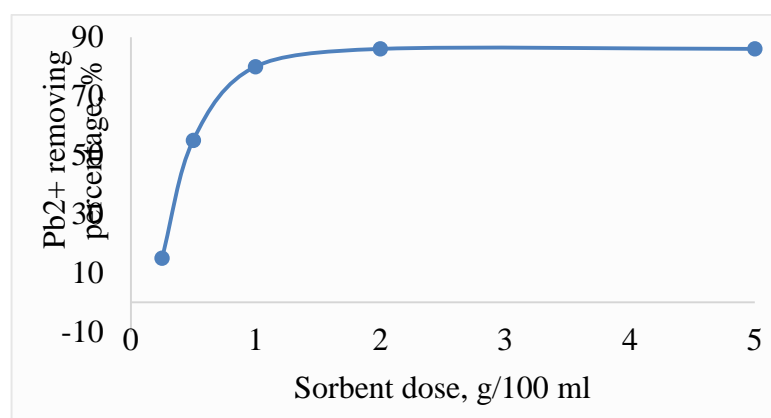


Fig. 1 – Dependence of  $\text{Cu}^{2+}$  removing percentage on sorbent dose.

For researching of effectivity of  $\text{Cu}^{2+}$  sorption by bentonite depending on its quantity samples (0,1; 0,2; 1; 2 and 5 g) had been placed to conical bulbs. Then  $\text{Cu}^{2+}$  solution with concentration 0,5 g/L and volume 100 ml had been added there. Bulbs had been placed for mixing during 15 min.

The dependence has illustrated in fig. 1. In fig. 1 it's presented depending of  $\text{Cu}^{2+}$  removing percentage from sorbent dose.

According to data presented in fig. 1 increasing sorbent dose from 0,1 to 1 g/100 ml leads to rapid increasing of removing degree. However, from 1 to 5 g/100 ml efficiency of sorption removing of  $\text{Cu}^{2+}$  almost unchanged. On our opinion, it connects with adhesion of sorbent particles with a high content of it in solution. It causes blocking of useful sorption surface of the bentonite.

## OCENA JAKOŚCI WODY Z WYKORZYSTANIEM ELEKTRONICZNYCH ZMYŚLÓW

**Ł. Guz<sup>1</sup>, A. Piotrowicz<sup>1</sup>, E. Guz<sup>2</sup> i G. Łagód<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska, Lublin, Polska,  
e-mail: l.guz@pollub.pl, a.piotrowicz@pollub.pl

<sup>2</sup> Wyższa Szkoła Ekonomii i Innowacji, Wydział Nauk o Zdrowiu, Lublin, Polska  
e-mail: ewa.teresa.guz@gmail.com

Jakość wody, zwłaszcza przeznaczanej do celów spożywczych musi pod względem właściwości fizykochemicznych, bakteriologicznych i organoleptycznych spełniać określone normy. Do oznaczania jakości wód wykorzystuje się liczne metody pomiarowe, charakteryzujące się zróżnicowaną dokładnością, czasem analizy, kosztocłonnością oraz stopniem skomplikowania. Można tu wymienić m.in. chromatografię pomiary elektrochemiczne, kolorymetryczne lub pomiary miareczkowe. Ich powszechne zastosowanie do ciągłego monitoringu jakości wody lub pomiarów terenowych jest w pewnym stopniu ograniczone, dlatego ciągle trwają prace nad nowymi urządzeniami.

Rosnącym zainteresowaniem cieszą się alternatywne metody oceny jakości wody jakimi są elektroniczne zmysły, w szczególności elektroniczny język (ET, ang. *electronic tongue*). Zgodnie z definicją podaną w technicznym raporcie IUPAC, ET jest to wieloczujnikowy system składający się z wielu niskoselektywnych sensorów i układów przetwarzających sygnał, wykorzystujący zaawansowane, matematyczne techniki do analizy sygnału oraz rozpoznawania wzorców. Zastosowanie niskoselektywnych sensorów umożliwia reakcje ET na szerokie spektrum zanieczyszczeń, co czyni go doskonałym urządzeniem do klasyfikacji i oceny jakościowej badanych cieczy. Po przeprowadzeniu kalibracji na określone zanieczyszczenia, ET może być wykorzystywany również do analizy ilościowej.

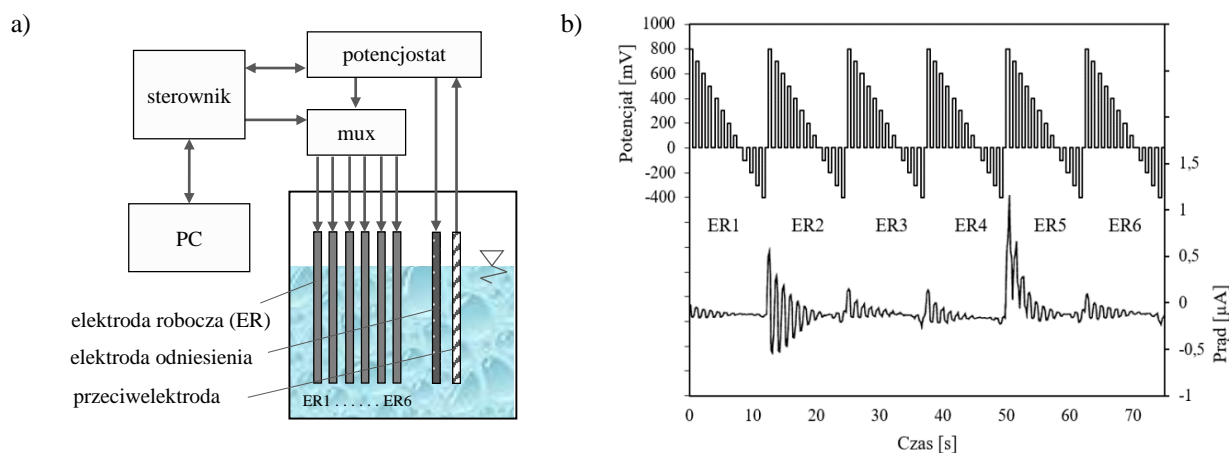
W przypadku ET rolę sensorów pełnią elektrody robocze, na których następuje reakcja redoks. Wykonane są z różnych materiałów, np.: złota, platyny, srebra, irydu, renu, rodu, węgla i rtęci a także materiałów modyfikowanych chemicznie, np. z wykorzystaniem polimerów przewodzących. Stosowane jest również pokrywanie elektrod roboczych za pomocą selektywnych membran, w celu zróżnicowania poszczególnych elektrod. Potencjał elektrod roboczych określany jest względem elektrody odniesienia, najczęściej chlorosrebrowej lub kalomelowej.

Pierwsza ze stosowanych metod pomiarowych, nazywana potencjometryczną, polega na pomiarze wartości potencjału elektrody pracującej względem elektrody odniesienia w funkcji stężenia jonów elektroaktywnych. Pomiary są wykonywane w stanie równowagi, gdy przez elektrody nie przepływa prąd. Drugą ze stosowanych metod jest woltamperometria. Wymaga ona zastosowania dodatkowej elektrody nazywanej pomocniczą (przeciwelektrodą). Polega na pomiarze prądu przepływającego pomiędzy elektrodą pracującą i pomocniczą przy danej wartości potencjału pomiędzy elektrodą pracującą i odniesienia, zmieniającej się w określonych granicach. Zmiany potencjałów oraz pomiary prądu wykonywane są za pomocą potencjostatu. Możliwa jest liniowa zmiana, impulsowa normalna, czy impulsowa różnicowa. Zastosowanie technik impulsowych pozwala na obniżenie granicy oznaczalności do  $10^{-8}$  M dlatego, że możliwe jest określenie wielkości zakłócającego prądu pojemnościowego i wielkości prądu faradajowskiego. Jeśli potencjał zmienia się cyklicznie z wykorzystaniem wspomnianych technik, to dodatkowo możliwe jest uzyskanie informacji na temat kinetyki procesu adsorpcji/desorpcji i tym samym osiągnięty jest dokładniejszy wynik pomiaru.

Jedną z czulszych technik pomiarowych jest woltamperometria inwersyjna (strippingowa). Polega ona na zateżaniu oznaczanych składników w pierwszym etapie, po czym zmienia się polaryzacja elektrody, co powoduje iż nagromadzone związki elektroaktywne ulegają reakcji

redoks. W powiązaniu z techniką impulsową dolna granica oznaczalności zostaje obniżona do  $10^{-11}$  M.

Schematyczna budowa ET do pomiarów woltamperometrycznych zaprezentowana jest na Rys. 1a, zaś przykładowe pomiary wykonane za pomocą techniki impulsowej normalnej na Rys. 1b.



Rys.1 Woltamperometryczny impulsowy pomiar: a) schemat blokowy ET, b) przykładowy wynik pomiaru prądu przy zadanym potencjale dla poszczególnych elektrod roboczych

W literaturze naukowej opisane są liczne przykłady wykorzystania ET to oceny jakości wody. Możliwa jest klasyfikacja wód mineralnych oraz wyznaczanie parametrów takich jak pH ( $R^2=0,98$ ) i przewodność ( $R^2=0,99$ ) [1]. Badania przeprowadzone przez Santonico i in. wykazały, iż można klasyfikować próbki wody mineralnej i oceniać z wysoką dokładnością ich parametry fizykochemiczne wykorzystując pojedynczą elektrodę roboczą [2]. Dokonywana była klasyfikacja wód o różnym stopniu czystości [3] oraz podczas procesu uzdatniania [4]. ET okazał się przydatny do oznaczania stężenia mikrocystyny – toksyny produkowanej przez sinice ( $R^2>0,88$ ) w zakresie 1,9 – 300  $\mu\text{g/L}$  [5]. Nawet badania przeprowadzone na ściekach wykazały wysoką korelację do BZT ( $r=0,81$ ), ChZT ( $r=0,89$ ), OWO ( $r=0,71$ ) i testu Microtox® ( $r=0,91$ ) [6].

W artykule zaprezentowany jest przegląd literatury naukowej dotyczącej zastosowania ET w ocenie jakości wody.

#### Bibliografia

1. Dias L.G., Alberto Z., Veloso A.C.A., Peres A.M.: Electronic tongue: a versatile tool for mineral and fruit-flavored waters recognition. *Food Measure* (2016) 10:264–273.
2. Santonico M., Parente F.R., Grasso S., Zompanti A., Ferri G., D'Amico A., G. Pennazza: Investigating a single sensor ability in the characterisation of drinkable water: a pilot study. *Water and Environment Journal* 30 (2016) 253–260.
3. Adnan K.N., Yusuf N., Maamor H.N., Rashid F.N., Ismail S.W., Thriumani R., Zakaria A., Kamarudin L.M., Shakaff A.Y., Jaafar M.N., Ahmad M.N.: Water Quality Classification and Monitoring Using E-nose and E-tongue in Aquaculture Farming. 2014 2nd International Conference on Electronic Design (ICED).
4. Krantz-Rülcker C., Stenberg M., Winquist F., Lundström I.: Electronic tongues for environmental monitoring based on sensor arrays and pattern recognition: a review. *Analytica Chimica Acta* 426 (2001) 217–226.
5. Lvova L., Guanais Gonçalves C., Petropoulos K., Micheli L., Volpe G., Kirsanov D., Legin A., Viaggiu E., Congesti R., Guzzella L., Pozzoni F., Palleschi G., Di Natale C., Paolesse R.: Electronic tongue for microcystin screening in waters. *Biosensors and Bioelectronics* 80 (2016) 154–160.
6. Czolkos I., Dock E., Tønning E., Christensen J., Winther-Nielsen M., Carlsson C., Mojžíková R., Skládal P., Wollenberger U., Nørgaard L., Ruzgas T., Emnéus J.: Prediction of wastewater quality using amperometric bioelectronic Tongues. *Biosensors and Bioelectronics* 75 (2016) 375–382.

## LABORATORY SEQUENCING BATCH REACTOR – GREENHOUSE GAS EMITTER

*K.M. Jaromin-Gleń<sup>1\*</sup>, R. Babko<sup>2</sup>, A. Bieganowski<sup>1</sup>, G. Lagód<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin, Poland,  
e-mail: [k.jaromin-glen@ipan.lublin.pl](mailto:k.jaromin-glen@ipan.lublin.pl) , [a.bieganowski@ipan.lublin.pl](mailto:a.bieganowski@ipan.lublin.pl)*

<sup>2</sup> *I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev,  
Ukraine, e-mail: [rbabko@ukr.net](mailto:rbabko@ukr.net)*

<sup>3</sup> *Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Lublin, Poland,  
e-mail: [g.lgod@wis.pol.lublin.pl](mailto:g.lgod@wis.pol.lublin.pl)*

Wastewater treatment plants (WWTP) are one of the sources of greenhouse gases, mainly carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and methane (CH<sub>4</sub>). These gases are produced during the purification process and can have varied intensity at each stage. There are reports of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from flow-type wastewater treatment plants in literature; though, the number of reports of this phenomenon in sequential wastewater treatment plants, and especially in SBR (Sequencing Batch Reactors) is quite small. Therefore the greenhouse gas emissions from the SBR-type wastewater treatment plants are important issues to study and monitoring.

Sequencing batch reactors (SBR) based on the activated sludge process with periodically working batch systems for the removal of nutrients from treated sewage.

The SBR technology based on sequential cycles (which is divided in successive steps – called phases) and all phases are carried out in a single device – the reactor. The characteristic phases of the reactor operation: I – filling the reactor with sewage, II – mixing, III – aeration, IV – sedimentation, V – decanting and VI – dead phase. According to literature the laboratory scale SBR reactors are used in many areas of research.

The harmful effects of emitted gases on the environment are not the same. According to the Intergovernmental Panel on Climate Change (ICPP), the same mass of N<sub>2</sub>O causes a 265-times greater greenhouse effect than CO<sub>2</sub>. Direct emission connected with metabolic changes of microorganisms in activated sludge and the direct exposure caused by the use of energy for technological requirements.

The paper discusses the issue of greenhouse gases: carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emitted from the SBR reactors according to literature. Were analyzed: the types of emissions from WWTPs, the triggers of emission and the emission consequence. The review allowed to conclude that there are many factors affected on emission from SBR reactors i.e.: the size of reactor, the length of cycle (and the length of each particular phase), type of wastewaters, the season (summer, autumn, winter, spring), the quality of wastewater – load.

### **Acknowledgements**

This paper was partly financed from the funds of the National Science Centre, Poland No.2015/17/N/ST10/02194.

## SEARCH FOR APPROACHES TO DISINFECTION OF WASTEWATER FROM PATHOGENIC ANIMAL VIRUSES

*Zinaida Klestova, Prof., Mykhailo Babkin, Ph.D., Oksana Blotska, Ph.D., Yulia Dremykh, Ph.D. student\**

*\*Supervisor: Zinaida Klestova, Prof.*

*State Scientific-Control Institute of Biotechnology and Strains of Microorganisms,  
30, Donetska St., Kyiv-151, Ukraine  
E-mail: zinaklestova@gmail.com*

**Keywords:** viruses, wastewater, disinfection, control.

The state of water resources in Ukraine is a cause for concern in large part due to the rapid development of smaller farms and poor control over wastewater discharges into surface waters. Current regulations define wastewater quality standards for agricultural farms and include control over coliform content and pathogenic bacteria.

However, viruses in the effluents are not regulated. Large animal farms in Ukraine that export their products abroad are contractually obligated to treat wastewater generated at their facilities; however, virus control is not a part of these activities either. Smaller farms often lack any wastewater treatment systems and discharge their waste directly into surface waters. In the absence of a reliable wastewater treatment at such farms, zoonotic viral pathogens in the farm waste stream pose a major threat to human health. Pathogens of concern include viruses of bovine viral diarrhea, classical swine fever, epizootic diarrhea of pigs, Newcastle disease, porcine circovirus disease, and, especially, African swine fever that are very dangerous for animal health.

We focus on the development of new disinfection process for inactivating viral agents in the wastewater of cattle and pigbreeding farms.

Recently, African swine fever virus (ASFV) emerged as one of the most economically devastating infectious diseases in Central and Eastern Europe. Since 2012, ASFV have been registered in Ukraine. Importantly, ASFV can survive outside of the host for long time; survival times are up to 2.5 months in meat of infected species, up to 3 months in soil, up to 1 year in salted meat and up to 3 years in frozen meat. Unfortunately, no information is available about ASFV persistence in wastewaters and its fate in wastewater treatment facilities. Currently, no effective vaccine or treatment methods are available to counter this challenge. What is at stake is not only biosecurity but economic and food security as well. Countries with registered instances of ASFV can be subject to import restrictions.

Other measures such as destruction of pig population may also have major negative impact on the country's agricultural industry and perhaps economy in general. Given that pig farming is a key segment (~7 mln animals) of animal husbandry in Ukraine and that Ukraine is one of the leading exporters of grain in the world, ASFV outbreaks are a major threat to Ukraine's national security.

Scientists from State Science-Control Institute of Biotechnology and Strains of Microorganisms developed highly sensitive, highly specific and not very expensive simple diagnostic kit for quick detection DNA of ASF Virus. Diagnostic kit is developed in two variants on test system that differ in the technique of DNA isolation. Simple diagnostic kit based on the classical PCR variant has been developed in SSCIBSM. It is aimed on quick detection of ASFV DNA (amplification of conservative regions B646L gene (VP72), protein is the main component of the viral capsid in biological materials and environment.

Using this kit possible not only carry out rapid identification of the causative agent in acute forms of the disease, but also to ensure control of imported products during the quarantine of

measures, necessary to detect early signs of disease. This is important to detect virus of ASF that can be used in detection in wastewater too.

Animal viruses are diverse and we are fully aware of the fact that no single model virus can serve as an ideal surrogate for all viral pathogens. Animal and poultry viral diseases of importance for Ukraine include classical swine fever, epizootic diarrhea of pigs, enteroviral diseases, Newcastle disease, porcine circovirus disease etc. The etiological agents for these diseases differ in many ways (RNA versus DNA viruses, enveloped versus non-enveloped, different structure, size, etc.).

It is investigated some different approaches to problem solving. One of them is radiofrequency (RF) power that was investigated as a new, physical (nonchemical), thermal process to disinfect wastewater from dairy and animal facilities. RF power has potential and recommended as an alternative to disinfect dairy/animal farm wastewater before recycling.

Is other technologies too. As for example, present invention provides a process for treating wastewater from livestock industry, comprising a step of subsequently admixing at least two nitrogen-containing cationic polymers into the treated livestock industrial wastewater, wherein said nitrogen-containing polymers preferably comprise polydiallyldimethylammonium chloride (PDAC) and cationic polyacrylamide (CPA). Said PDAC is preferably added to said wastewater up to a concentration of from 50 ppm to 500 ppm (on 100% basis) and said CPA is subsequently added to said wastewater up to a concentration of from 5 ppm to 50 ppm (on 100% basis). Other chemical and UV technologies developed too.

The overarching our goal is to investigate the kinetics of disinfection of animal viruses in treated by some new methodology farm wastewater and propose an effective disinfection process for the inactivation and removal of animal viruses.

#### References

- Z.S. Klestova, Y.Y. Dremykh, Sensitive biological models for bovine viral diarrhea virus in vitro and their optimization for initial testing by conduction of antiviral chemical agents properties// Veterinary Medicine (Kharkov, Ukraine), (2014) 203-205.
- R.D. R., The sterways process: A new approach to inactivating viruses using gamma radiation, *Biologicals*, 26 (1998) 125-130.
- K.N. Prodouz, C.D. Lytle, R.F. Bonner, J.C. Fratantoni, Effects of two viral inactivation methods on platelets: Laser-UV radiation and Merocyanine 540-mediated photoinactivation // *Blood cells*, 18 (1992) 101-116.
- M. Hosseini, M. Sawyer, C. Schore, J. Vu, K. Trezepla-Nabaglo, C. Pina, W. Smith, M. Lagunas-Solar, B.I. Osburn, Inactivation adventitious viruses while preserving biological activity: Treating fetal bovine serum with pulsed ultraviolet light // *Biopharm. International*, 15 (2002) 35-40.
- J. Brame, M. Long, Q. Li, P. Alvarez, Inhibitory effect of natural organic matter or other background constituents on photocatalytic advanced oxidation processes: Mechanistic model development and validation // *Water Res.*, 84 (2015) 362-371.
- J.R. Bolton, K.G. Linden, Standardization of methods for fluence (UV dose) determination in bench-scale UV experiments // *ASCE J. Environ. Eng.*, 129 (2003) 209-215.
- World Organisation for Animal Health (2012). - Manual of Diagnostic Tests and Vaccines for Terrestrial Animals. OIE, Paris, - P.1067-1079.
- African swine fever virus (ASFV) /Adam Balint, D. I. Zaberezhny, Oksana Blotska, Nataliia Gavrasieva // *Transboundary and emerging viral infections of pigs in Central and Eastern Europe - Budapest, 2016. – P. 9–13.*

## TREATMENT OF WATER OF INDUSTRIAL FISHFARMS IN PHYTOREACTORS

*S.V. Konontcev, L.A. Sablii, M.Yu. Kozar*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute".*

The most acute problem of the modern fish farms, which operate on the principle of installations with closed water supply, is the effective water treatment with its' potential reuse.

The use of aquatic plants as cleaning agents is reasonable, as these plants have high rates of elimination of the ammonium Nitrogen. As part of the research, the potential assimilating power of the duckweed (*Lemna minor* L.) for the main biogenic elements was established, which allowed to develop mathematical models for forecasting the dynamics of plant biomass in the process of the assimilation of dissolved pollution.

The implementation of this biotechnology, which combines processes for wastewater nutrient recovery and the cultivation of fodder organisms, allows more efficient use of unassembled mixed fodders by fish and reduce the volume of waste disposal, which is generated in the process. The previous experimental studies on cultivating of the duckweed in a photoreactor, which is integrated into the fish system, confirmed the intense assimilation of the ammonium Nitrogen and nitrates by plants under different lighting conditions, for two cases: the first was in the natural insolation, the second - in the light of fluorescent lamps. On the basis of the obtained results and data, the rational limits of the duration of the light period in the photoreactors with dwarfs were found.

While determining the rational parameters of the lighting system, it is essential to take into account the presence of natural insolation and structural features of the fixtures.



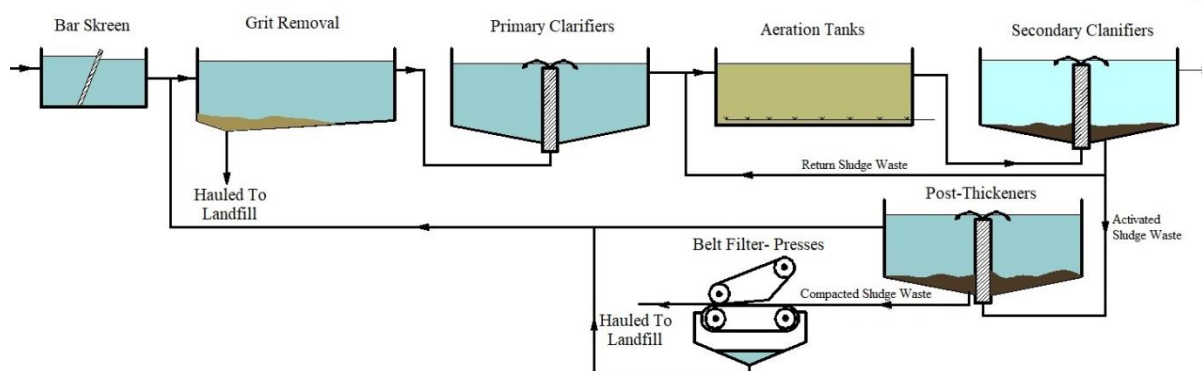
## INTENSIFICATION OF SEALS SLUDGE SEWAGE

*Margarita Kutsevol*

*Artem Kulakov, Candidate of Engineering Sciences, Dean faculty of Ecology*

*Vologda state University, of Vologda, Russia, fe@mh.vstu.edu.ru*

The technology of wastewater treatment at the Sewage Treatment Plant in the city of Vologda includes mechanical cleaning (Gratings, Grits Removal) and biological cleaning with deep removal of Nitrogen and Phosphorus (denitrification, nitrification). Activated Sludge Waste (WAS) is compacted and due to this a sediment is formed, which is dehydrated on mechanical filter-press using flocculants.



Picture 1- Technological scheme of Sewage Treatment Plant at the city of Vologda

WAS from the Secondary Clarifiers enters the, where it is compacted. Prolonged compaction of silt and its stay in anoxic conditions entails a reduction the liquid release, as a result of which the silt structure changes and its moisture content decreases and the amount of dry matter increases.

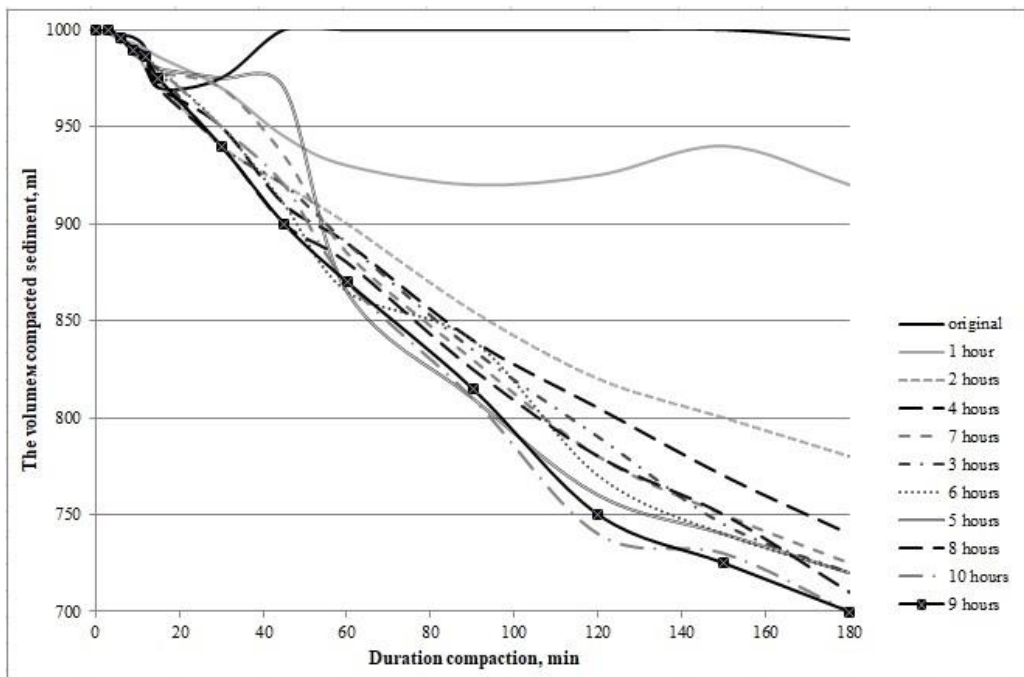
This leads to rotting of the sediment in the Post Thickeners and a decrease in the efficiency of the dehydration process, which entail an increase in the operating costs to the reagents.

To date, daily cleaning is 87 thousand m<sup>3</sup>/day drains with the formation of 80 tons of cake pro day. Indicators of purified water comply with the standard. But the existing system can work more efficiently by optimizing the process of compacting the WAS.

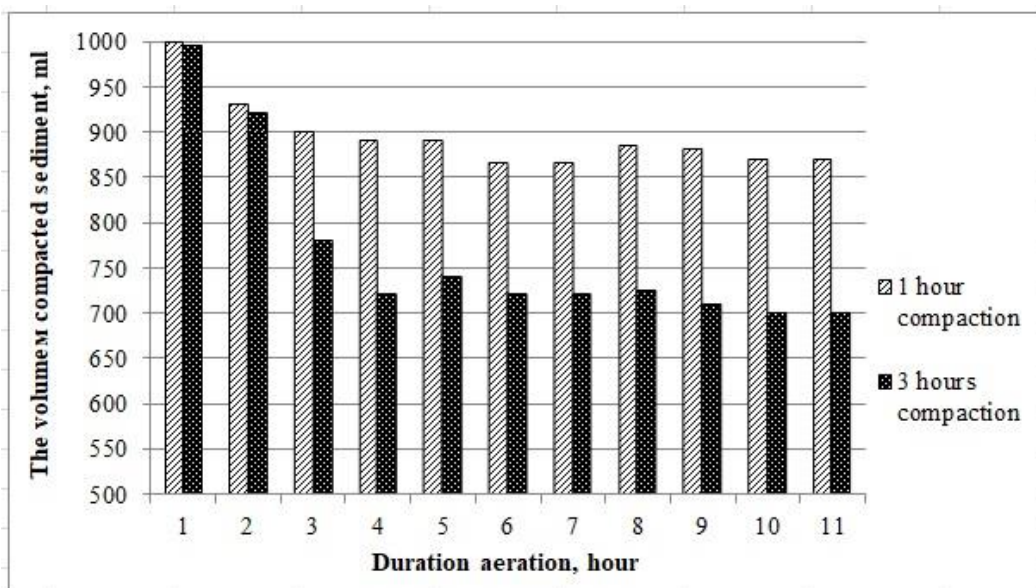
The literature knows the experience of using small doses of coagulant, to accelerate the process of sedimentation, the use of lime as additives for WAS and additional disinfection of the sludge, washing the sludge with filtrate, low-temperature heating, adding ash to thermal power stations and others. One of the important directions is to improve the efficiency of compaction of the sediment.

The study was carried out at the Sewage Treatment Plant in Vologda with real sludge. They included the preliminary aeration of the WAS and its subsequent compaction.

Selected sediment sludge were aerated for 24 hours, in a column 1.5 m high and 150 mm in diameter. Then, modeled of compacting the sediment was for three hours in the 1 liter cylinders. In this time interval the measured, the volume of compacted sediment, the specific resistance of filtration was determined. At the time of the experiment, the moisture content of the sludge was 99.2%, and the sludge dose for dry matter was 10.2 g/l.

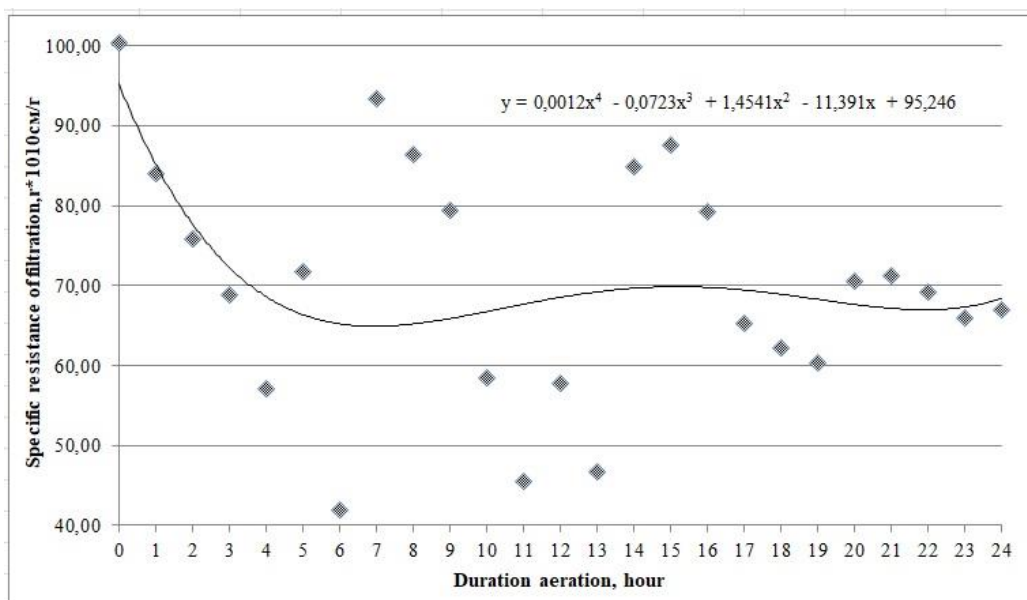


Picture 2- The volume WAS after aeration



Picture 3- Change in sludge volume with different duration aeration

Aeration for 24 hours showed that the greatest effect on compaction- aeration for 2 hours, the volume of water formed was 220 from 1000 ml. Aeration less than an hour and more than 3 hours does not lead to a positive effect. Was noted in this period of time, the greatest decrease in specific resistance of filtration. With a short aeration, the silt begins to swell after 2 hours of compaction. And with a longer duration, the difference in the readings is not observed, so prolonged aeration is not expedience.



Picture 4- Change in specific resistance of filtration for different duration aeration

A study of the dependences of the change in resistivity of filtration showed on the duration of aeration are not observed.

Pre-aeration of Activated Sludge Waste improves the moisture release capacity of the sediment and accelerates the compaction process due to its stabilization and partial oxidation of organic compounds. The most effective pre-aeration time is 2 hours. With this processing time of WAS, the specific resistance of filtration decreases from 100.43 (original) to  $75 r \cdot 10^{10} \text{ cm/g}$ , and for 3 hours of compaction, 20% of moisture is released. Recommended time of compaction of sediment at stations with removal of phosphorus is 3 hours.

## SORPTION ACTIVITY OF AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90

*Kutuzova A.S., Dontsova T.A.*

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

[kutuzova.anasta@gmail.com](mailto:kutuzova.anasta@gmail.com), [dontsova@xf.kpi.ua](mailto:dontsova@xf.kpi.ua)

Today pure water is becoming a scarce resource because of the great amounts of wastewater that are generated and disposed as a result of human industrial activity. This wastewater includes lots of toxic pollutants, for example, organic dyes that are harmful to the environment, hazardous to human health and difficult to degrade by natural means. Although dyes play a very significant role in the textile industry, they are extremely undesirable contaminants, which strongly need to be removed from wastewater [1]–[3].

Lots of conventional methods for wastewater treatment have found their practical applications for dealing with organic pollutants. However, they are not usually enough effective because of certain limitations; therefore there is a need in efficient, low-cost and robust technique to remove organic pollutants from contaminated water [1], [3], [4]. Advanced Oxidation Process

(AOP) has already become a prominent method of organic compounds degradation, that is why semiconductor heterogeneous photocatalysis has a great potential to decontaminate dyes in wastewater [1]–[3].

Titanium dioxide is worldwide known as a promising photocatalyst owing to its photostability, non-toxicity, chemical and biological inertness, low cost and capability of degrading a wide range of both gaseous and liquid pollutants leading to mineralization [1], [3], [5], [6]. There are a lot of different commercially available TiO<sub>2</sub> nanoparticles, among which AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> has the highest photocatalytic activity [6].

The photocatalytic activity of titanium dioxide is greatly influenced by its sorption activity, which is highly dependent on specific surface area and particle size distribution. The specific surface area increases dramatically with lower particle size and thus the number of active surface sites per square meter increases, so that sorption and photocatalytic activity become higher [2].

In this work, we investigated sorption activity of the commercially available highly dispersed titanium dioxide AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 manufactured according to the AEROSIL® process [7]. The discoloration rate of methylene blue, which was used as a model dye solution, was used as a measure of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 sorption activity. Physical and chemical properties of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 are presented in Table 1.

Sorption tests were carried out as follows. 7 samples of 0.5 g of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 were suspended in 7 flasks with 50 mL of a solution containing 100 mg/L of methylene blue. Then the flasks with suspensions were tightly closed with rubber stoppers and placed in a flask shaker for different periods of time.

Table 1 – Physical and chemical properties of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 [7].

Properties	Unit	Value
Specific surface area (BET)	m <sup>2</sup> /g	70 – 110
TiO <sub>2</sub> content	%	≥ 99.5
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> content	%	≤ 0.3
SiO <sub>2</sub> content	%	≤ 0.2
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> content	%	≤ 0.01
HCl content	%	≤ 0.3

After reaching adsorption equilibrium collected suspension samples were centrifuged at 5000 r/min for 15 min in order to isolate TiO<sub>2</sub> particles. The concentrations of the dye left in the samples were determined using spectrophotometry. The discoloration percentages were calculated by using the equation given below:

$$Discoloration (\%) = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100,$$

where C<sub>0</sub> and C are the initial and final dye concentrations.

The increase in the discoloration rate of the model dye solution was plotted as function of time. Fig. 1 shows the discoloration results obtained for the model dye solution using AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90. It was observed that AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 afforded 50 % methylene blue discoloration after 30 min of adsorption process.

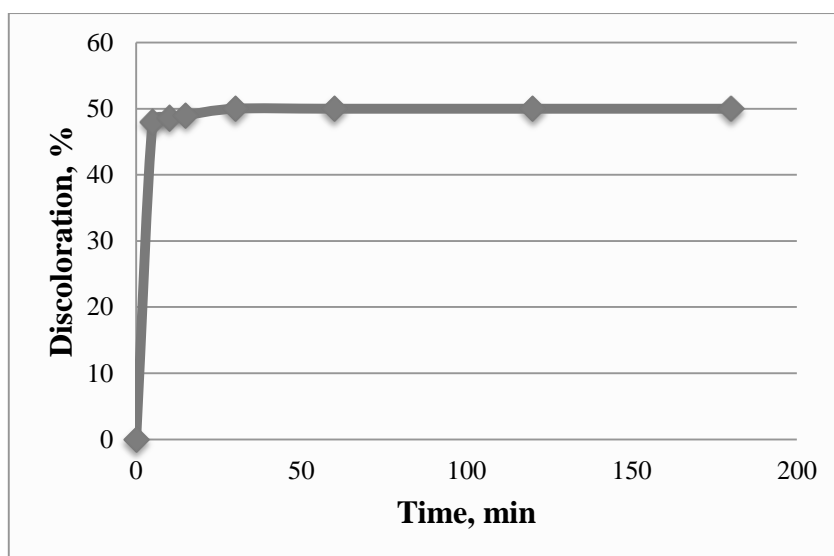


Fig. 1 – Increase in the discoloration rate of the model dye solution under the influence of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 in time.

Comparative analysis of the physical properties of AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 and its sorption activity shows that AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 has very high sorption activity due to its large specific surface area, making AEROXIDE® TiO<sub>2</sub> P 90 a promising photocatalyst for wastewater treatment processes.

- [1] C. M. Teh and A. R. Mohamed, “Roles of titanium dioxide and ion-doped titanium dioxide on photocatalytic degradation of organic pollutants ( phenolic compounds and dyes ) in aqueous solutions : A review,” *J. Alloys Compd.*, vol. 509, no. 5, pp. 1648–1660, 2011.
- [2] H. Zangeneh, A. A. L. Zinatizadeh, M. Habibi, M. Akia, and M. H. Isa, “Photocatalytic oxidation of organic dyes and pollutants in wastewater using different modified titanium dioxides: a comparative review,” *J. Ind. Eng. Chem.*, 2014.
- [3] K. R. Reddy, M. Hassan, and V. G. Gomes, “Applied Catalysis A : General Hybrid nanostructures based on titanium dioxide for enhanced photocatalysis,” *Applied Catal. A, Gen.*, vol. 489, pp. 1–16, 2015.
- [4] A. Kutuzova and T. Dontsova, “Characterization and Photocatalytic Properties of Titanium Oxides Obtained by Hydrolytic Methods,” *Young Sci.*, vol. 12.1, no. 40, pp. 1–4, 2016.
- [5] S. Bagheri, Z. Adlan, M. Hir, A. T. Yousefi, and S. B. Abdul, “Progress on Mesoporous Titanium Dioxide: Synthesis, Modification and Applications,” *Microporous Mesoporous Mater.*, 2015.
- [6] W. M. M. Mahmoud, T. Rastogi, and K. Kümmerer, “Application of titanium dioxide nanoparticles as a photocatalyst for the removal of micropollutants such as pharmaceuticals from water,” *Curr. Opin. Green Sustain. Chem.*, 2017.
- [7] “AEROXIDE ® TiO 2 P 90 Hydrophilic fumed titanium dioxide,” 2016. [Online]. Available: <http://www.thecarycompany.com/evonik-aeroxide-tio2-p-90-aluminum-oxide>.

## IRON (III) OXYHYDROXIDE AND IRON (III) OXIDE AS ADSORBENTS FOR ARSENIC (V) REMOVAL FROM WATER PHASE

*M. Litynska, R. Antoniuk, N. Tolstopalova, I. Astrelin*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine, Kyiv, [maril91@mail.ru](mailto:maril91@mail.ru)*

Arsenic belongs to chemical elements, which are often found in natural waters and make it unsuitable for consumption without special treatment [1, 2]. At present the maximum acceptable concentration of arsenic in drinking water is 10 µg/l (for the the European Union and Ukraine) [3, 4]. Whereas in many countries the content of arsenic in natural water can be up to 1000 µg/l or higher, what is significantly higher than the permissible level [5].

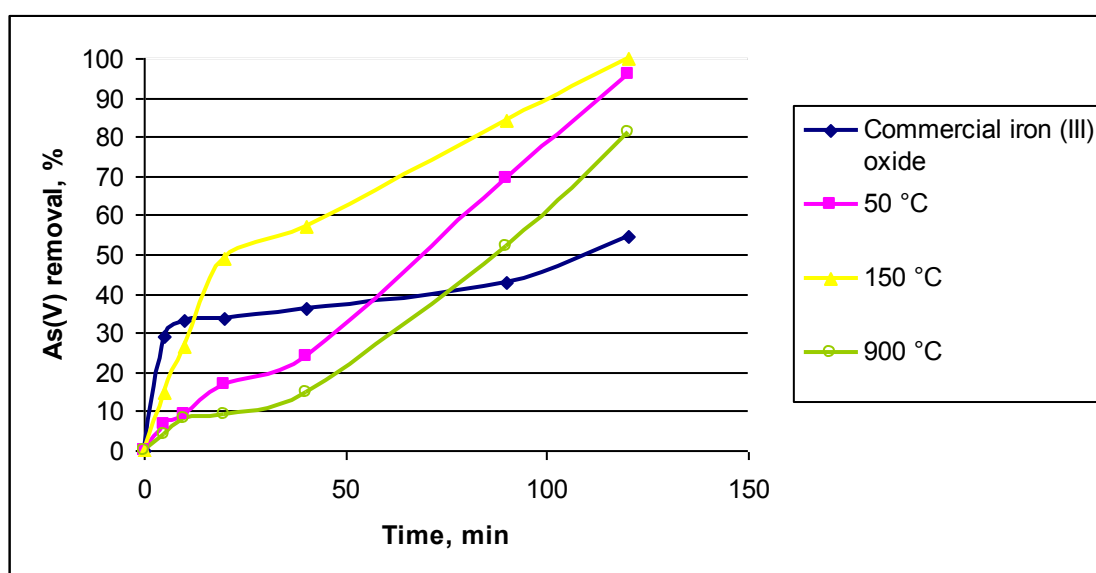
Iron-containing adsorbents, for example, iron (III) oxyhydroxide and iron (III) oxide, are among the most popular adsorbents for arsenic removal.

Three samples of synthesized iron (III) oxyhydroxide and iron (III) oxide and one commercial sample of iron (III) oxide were used for sorption experiment. Synthesized iron (III) hydroxide was dried and roasted at different temperatures (50, 150 and 900 °C). All adsorbents were in powder form. Erlenmeyer flasks and orbital shaker were used for adsorption experiments. Initial concentration of As (V) was 500 µg/l. Sorbent dose was 0.25g/l. Durations of adsorption were 5; 10; 20; 40; 90 and 120 minutes.

According to the figure 1, commercial iron (III) oxide demonstrated the lowest removal efficiency.

For synthesized adsorbents reducing of As (V) concentration dramatically depended on heating mode. Adsorbent with drying temperature 150 °C was much more effective than sample dried at 50 °C. But sorbent roasted at 900 °C showed significantly lower removal efficiency.

Thus, dependence between heating mode and adsorption effectiveness was not linear. At first removal efficiency increased with increasing of drying temperature, but then As (V) removal decreased with further increasing of roasting temperature.



**Figure 1.** Arsenic (V) removal by different samples of iron (III) oxyhydroxide and iron (III) oxide.

## References

1. M. Litynska, N. Tolstopalova, I. Astrelin, 2016. Neutralization of arsenic pollutants of natural waters by converting them into insoluble form. IWA Specialist Conference. Advances in particle science and separation: Meeting tomorrow's challenges, 22-24 June 2016, Oslo, Norway: Proceedings, pp: 435-437.
2. Літинська, М.І., Астрелін, І.М., Толстопалова, Н.М., 2016. Забруднення природних вод арсеновмісними сполуками: Причини та можливі способи вирішення проблеми. Вода та водоочисні технології, 1(18): 13–22. (Litynska, M., Astrelin, I., Tolstopalova, N., 2016. Pollution of natural waters by arsenic compounds: causes and perspective solutions of the problem. Water and water purification technologies, 1(18): 13–22 (in Ukrainian)).
3. COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption.
4. ДЕРЖАВНІ САНИТАРНІ НОРМИ ТА ПРАВИЛА «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). (Public health standards and regulations “Hygienic requirements for intended for human consumption drinking water” (Standards 2.2.4-171-10). (in Ukrainian)).
5. Litynska, M., Tolstopalova, N., Astrelin, I. 2017. Neutralization of arsenic pollutants , contained in natural waters : The theoretical analysis of solubility of some arsenates and optimization of the processes, 2(1), 1–8. <http://doi.org/10.7508/jwent.2017.01.001>

## MAGNETIC COMPOSITE MINERAL SORBENTS FOR POLYPHOSPHATES REMOVAL FROM WASTEWATER

*Makarchuk O. V., Dontsova T. A.*

*National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»  
03056, Kyiv, Victory Avenue 37, building 4  
[xtfhn9207@ukr.ne](mailto:xtfhn9207@ukr.ne), [dontsova@xf.kpi.ua](mailto:dontsova@xf.kpi.ua)*

Currently one of the major problem in wastewater treatment is the removal the biogenic elements such as nitrogen and phosphorus that cause eutrophication of water bodies [1]. Soluble phosphorus is the main limiting element that most affects the growth of vegetation of aquatic objects. It is known that eutrophication of water is not observed at concentrations of phosphorus less than 0.2 mg/L [2]. In addition, the presence of phosphorus compounds causes corrosion of pipelines, collectors and other sewage equipment [3]. So, the need to wastewater treatment from phosphates is obvious.

The main source of biogenic polluting substances of water bodies is a municipal wastewater. Functioning of most urban wastewater treatment plants is based on traditional biotechnology, which provides a low degree of phosphates removal (20-30 %). Especially polyphosphates are difficult to remove which intensively used in the composition of household detergents and washing powders [4]. Nowadays, adsorption is the most promising method of disposal of wastewater contaminated by polyphosphates [5].

The aim of this work is to create magnetic composite mineral sorbents (MC) based on clay minerals (saponite, palygorskite, spondyle clay) and magnetite with high sorption properties in relation to polyphosphates and magnetic characteristics for effective removal of spent sorbents from water by magnetic separation.

Synthesis of MC by impregnation method was based on the process of physical adsorption of magnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> particles in the pores and on the surface of clay mineral [5]. Thus, samples of

magnetic sorbents based on saponite MCSp-7, palygorskite MCP-7 and spondyle clay MCSd-7 containing 7 %wt. of magnetite were obtained.

Comparative analysis of sorption properties of magnetic composites, magnetite and native saponite, palygorskite, spondyle clay was carried by constructing of adsorption isotherms (Figure 1) of tripolyphosphate (TPP) and hexametaphosphate (HMP) removal. Magnetic separation process in an aqueous medium was investigated in magnetic filter equipped with permanent magnets with an intensity of external magnetic field 200 mT. The efficiency of magnetic separation was determined by the residual concentration of suspended sorbent particles in aqueous medium (Table 1).

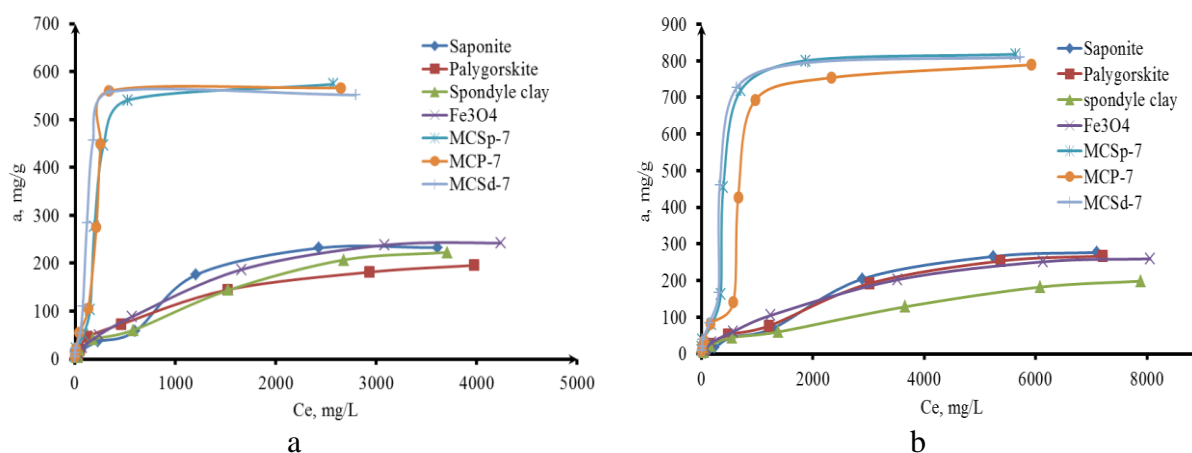


Figure 1 – Adsorption isotherm of (TPP) (a) and HMP (b) removal on MC sorbents samples.

As can be seen from Figure 1 removal of contaminants from water systems by magnetic sorbents based clay minerals and magnetite was carried out with much higher efficiency compared to using separate components of composites. The sorption capacities of obtained magnetic composites containing  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  towards TPP and HMP were in 3-4 times higher compared to the native clays and magnetic fluid. Thus, for the created magnetic nanocomposite sorbents synergistic effect was observed.

The discovered synergistic effect can be explained by the following factors. First of all, the stabilization of nanosized magnetite on the matrix of clay minerals was occurred. Furthermore, a large number of adsorption nanoscale centers were accumulated on surface of clay pores. Also, the sorption of nanosized magnetite in macroporous and mesoporous mineral matrix had formed active against pollutants mesoporous and microporous structure of the composite sorbent.

Separation of magnetic sorbents from the purified solution in a filter equipped with permanent magnets was held in 36 times faster (Table 1). 98 % of spent magnetic sorbent mass were precipitated for the first 5 minutes by magnetic separation. Application of magnetic composites has ensured the achievement the residual concentration of suspended solids  $\leq 0.02$  mg/L for 30 minutes of magnetic separation.



Table 1 – Characteristics of the magnetic separation process of MC and native clay minerals

Sorbent	Saponite	MCSp-7	Palygorskite	MCP-7	Spondyle clay	MCSd-7
Time of sedimentation, min	Residual concentration of suspended sorbent particles, mg/L					
0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0
5	558.8	32.7	662.7	26.6	713.8	31,6
10	460.0	22.7	488.8	18.8	605.4	23,2
30	387.7	1.0	418.2	≤0.02	526.0	11,0
60	327.1	≤0.02	351.6	≤0.02	464.9	4,9
90	310.4	≤0.02	318.8	≤0.02	389.3	≤0.02
120	301.0	≤0.02	287.1	≤0.02	339.9	≤0.02
150	307.7	≤0.02	318.0	≤0.02	322.1	≤0.02
180	288.8	≤0.02	270.4	≤0.02	316.0	≤0.02

Thereby, disposal of TPP and HMP from water systems by magnetic sorbents based clay minerals and magnetite was carried out with much higher efficiency compared to using separate components of composites. Removal of spent magnetic sorbents occurred almost in three times faster compared to native clay and the residual concentration of suspended solids in the water corresponds to standards for drinking water. Thus, wastewater purification by magnetic composite mineral sorbents is not only environmentally friendly but also technologically efficient method.

#### References

1. Gan, F., Luo, Y., Hang, X., Heterocoagulated clay-derived adsorbents for phosphate decontamination from aqueous solution, *Journal of Environmental Management*, **2016**, *166*, 23-30.
2. Chen, J., Yan, L., Yu, H., Efficient removal of phosphate by facile prepared magnetic diatomite and illite clay from aqueous solution, *Chemical Engineering Journal*, **2016**, *287*, 162-172.
3. Wang, L. K., Hung, Y., Lo, H., Waste treatment in the Process Industries, *Taylor & Francis Group*, **2006**, 622 p.
4. Nawar, N., Ahmad, M., Said, W., Adsorptive Removal of Phosphorous from Wastewater Using Drinking Water Treatment-Alum Sludge (DWT-AS) as Low Cost Adsorbent, *American Journal of Applied Chemistry*, **2015**, *2(6)*, 79-85.
5. Makarchuk, O., Dontsova, T., Removal of polyphosphates from wastewater by magnetic composite mineral sorbents, *European Chemical Bulletin*, **2016**, *5(12)*, 515-523.
6. Makarchuk, O. V., Dontsova, T. A., Astrelin, I. M., Magnetic Nanocomposites as Efficient Sorption Materials for Removing Dyes from Aqueous Solutions, *Nanoscale Research Letters*, **2016**, *11(161)*, p. 7.

# MONITORING, ANALYSIS OF IMPACT OF FARMING ON WATER RESOURCES OF TRANSREGIONAL, COUNTRY, REGIONAL AND LOCAL LEVELS WITH THE USE OF GIS, MODELING AND CLOUD APPROACH

*Makarenko O.S.<sup>1</sup>, Klestova Z.S.<sup>2</sup>, Levkov S.P.<sup>3</sup>, Samorodov E.L.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Institute for Applied System Analysis NTUU "KPI", Ukraine*

<sup>2</sup>*State Scientific-Control Institute of Biotechnology and Strains of Microorganisms, Ukraine*

<sup>3</sup>*New Jersey Institute of Technology, USA*

*Keywords: Water resources quality; IT; GIS; Ukraine; Services; trans-regional problems*

## *Introduction*

Each year the world produces 400 million tons of various chemical compounds, which are accompanied by mountains of biological waste that often contain pathogenic species of microorganisms (viruses, bacteria), helminthic eggs and others. All those often appear in different forms in wastewater, and thus can easily get into the natural surface waters, which increases the water pollution creating the security risks and health issues. It is necessary to properly assess the status of water resources. The main threats to water bodies are pollution from industrial effluents, discharges from farms, over-exploitation of water sources and unsustainable water use.

Livestock farms are among the main sources of water pollution by light and heavy organics, suspended solids, ammonium ions, phosphates, anionic surface-active substances, biological agents, agents of infectious diseases of humans and of animals. The main reason for such pollution is the poor technical condition of sewage treatment plants. Many treatment facilities in Ukraine now require major repair and restoration, as they often are in operation for over 50 years. Therefore, the environment receives through the water biological agents that can cause disease both in animals and in humans.

One of today's global challenges is maintaining the adequate quality of water resources, which significantly impacts the human health. The extensive uncontrolled agricultural activity of humans often leads to negative consequences to the environment. Specifically, the development of livestock farms, where a large number of animals is held on a small area leads not only to rapid spread of infectious diseases, but also results in water pollution by farms' waste and untreated sewage. Unfortunately, most small and medium livestock farmers in Ukraine do not care about the necessity of the wastewater treatment, which adversely affects the environment, including wild fauna and human health.

Because many of these farms built without waste treatment facilities are often located near ponds and small rivers, the danger exists for contaminants getting into the local water bodies resulting in the pollutants spread to the larger rivers and lakes, such as Danube river. The Danube collects water of nine countries, and at the Black Sea river delta, the level of possible contamination may reach critical marks, especially in cases of environmental emergencies in countries through which the Danube flows.

This proposed here subject is the description of developed by authors possibilities of using informational technologies and modeling for monitoring and analysis of parameters of water resources in large regions. Here we describe as the example Danube river delta (Ukrainian territory). This specific region was chosen because the most unique National Reserve of Ukraine, home to rare species of wild fauna listed in the Red Book of Ukraine and Europe is located here, and because the nearby Odessa region is densely populated and in summer it is exposed to manifold increase of the population due to tourism and recreation of adults and accompanying children. Maintaining the quality of water resources becomes thus an urgent health task for the

region. Its resolution would improve environmental health of the region, allow its sustainable development, improve the efficiency of area management, promote biodiversity in National Nature Reserve, and contribute to the growth of the fish, farming and tourism industry of the region. Hence, modeling and forecasting of water pollution is a major problem of modern effective management in various industries, notably in agriculture.

To meet the challenges of monitoring and analyzing the impact of farming on water resources, the significant amounts of actual data consisting of various water parameters (including bacteriological) distributed throughout the region are required, as well as the modern technology to prepare the data to practical use and methods of analysis of such large volumes of data. The project is proposed to use modern geo-information environment that is deployed in the "cloud" and enables teams of researchers from different countries to work together in a single information space and address the tasks of monitoring and analysis of water resources (for example Ukrainian territory Danube delta, but other regions and countries can be considered, as the examples see trans-regional problems in Poland/Ukraine region) in the online mode. This will facilitate creating forecasting models and their subsequent use for improving the administration and management of water resources. For the collection, storage, processing and exchange of information, the standards of NSDI (National Spatial Data Infrastructure) and Inspire (Infrastructure for Spatial Information in the European Community) will be used. The modern information technology with Web services will help using any additional data available in other open sources of information that are implemented via standard methods and standard Web services of information access.

#### *Approach*

To monitor and analyze the impact of farming on water resources in Ukraine the significant amount of geographically distributed actual data about water pollution has to be collected and the technology needs to be employed to prepare the data for practical use. For that purpose we propose to use modern geo-information system for environment that is deployed in the "cloud" services.

The information resource created by us can be used for effective management of farms and water resources in different regions of Ukraine. Due to Web implementation, the access to the informational resource can be easily controlled by administrating user rights.

#### *References*

Klestova Z., Makarenko A., Samorodov E. Geoinformational Systems in society Transformation, System Analysis and Transregional Infrastructure //Across Disciplinary Boundaries Towards Sustainable life// Pub. RainerHampp Verlag.-Munchen, Mering.-2008.- Vol.12 .-Part 7.-P.242-251.

Makarenko A., Musienko A., Popova A., Poveshenko G., Samorodov E., Terpil E., Trofimenko A. Cellular Automata, Agents with Mobility and GIS for Socio-Environmental Problems. Journal of Earth Science Research, 2013. Vol. 1(1). Pp. 10-19.

A. Makarenko, S.Levkov, V.Solia // Associative Memory Approach Modeling Stock Market Trading Patterns //System Research and Informational Technologies 2007. – № 4, 15 p.

Samorodov I, Makarenko A. Using of GIS for the integration and visualization of local data for some Ukrainian problems.In. Digital Governance: From local data to European policies. (eds. I.Zalisova, I.S. Walterova, R. Bejdac), Proc. 2013 ONE Conference, Prague, EPMA. 2013. pp. 45-48.

## GAS SENSORS ARRAY FOR MONITORING OF ORGANIC SUBSTANCES IN WATER

*Nahirniak S.<sup>1</sup>, Dontsova T.<sup>1</sup>, Suchorab Z.<sup>2</sup>, Łagód G.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», 37/4, Peremogy Avenue, Kyiv, 03056, Ukraine, [nagirnyak\\_sv@ukr.net](mailto:nagirnyak_sv@ukr.net)

<sup>2</sup>Lublin University of Technology, Nadbystrzycka Str. 40B 20-618 Lublin, Poland, [z.suchorab@pollub.pl](mailto:z.suchorab@pollub.pl)

In recent years, the problem of water pollution has become more acute and urgent throughout the world. In the process of economic activity, modern society consumes more and more considerable quantity of water, most of which as a result becomes contaminated with a variety of substances. The main sources of water pollution are insufficiently treated wastewater. If they get into the environment, they cause huge damage, and therefore there is a necessity for constant sewage quality control and natural water monitoring.

There are many methods for monitoring of the wastewater quality such as determination of biological oxygen demand and chemical oxygen demand, measuring of pH, total organic carbon, total suspended solids, oxygen uptake rater and levels of phosphorus and nitrogen compounds [1]. One of the key parameter of water quality is dissolved oxygen which is necessary for supporting aquatic flora and fauna. The content of dissolved oxygen depends on the content of organic compounds in aquatic environment, which increasing leads to the reduction of dissolved oxygen content. Existing methods for the determination of dissolved oxygen in water, such as volumetric, colorimetric, electrochemical and others, require special laboratory equipment and reagents usage, what makes them arduous for quick response. Thus, there is a prospective necessity for development of simple-constructed and easy-used monitoring system of organic compounds in water. From this point of view the special attention deserve gas sensor arrays which allow to determine the content of dissolved oxygen, and thus organic compounds in water bodies.

Such set of gas sensors, which usually called "electronic nose", consist of an array of chemical gas sensors with wide and partially overlapping selectivity, signal processing systems and computerized multivariate statistical data processing tool [1]. The main part of "electronic nose" is the sensing system and the other components chose depending the matrix. Unlike traditional sensor systems that require highly selective sensing elements, "e-nose" can contain a set of low selective sensors. Due to compact size and easy production there is growing interest to semiconductor gas sensors manufactured on the basis of metal oxides, the conductivity of which is varies depending on the type and concentration of gas [2]. In the case of electronic nose, a particular gas interacts with a large array of different sensors. From each sensor comes a distinct response signal. By aggregating the set of signals from the sensor array, a distinct chemical "fingerprint" can be constructed for any particular chemical (Fig. 1).

Thus, creating of multisensory system will allow to receive a portable and highly selective gas sensor for water quality control.

1. Guz Ł., Łagód G., Jaromin-Gleń K., Suchorab Z., Sobczuk H., Bieganowski A. Application of gas sensor arrays in assessment of wastewater purification effects // *Sensors*. – 2015. – 15. – 21 p.
2. Nagirnyak S.V., Lutz A.V., Dontsova T.A., Astrelin I.M. Synthesis and characterization of tin (IV) oxide obtained by chemical vapor deposition method // *Nanoscale Research Letters*. – 2016. – 11:343 – 7 p.
3. The NEMS Nose: Ultrasensitive chemical vapor sensors based on nanoelectromechanical (NEMS) resonators. <http://nano.caltech.edu/research/nems-olfaction.html>.

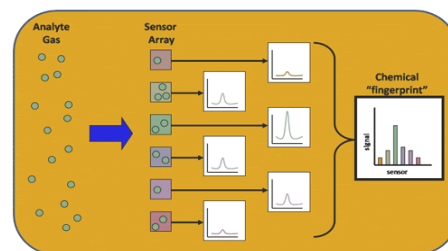


Fig. 1. Schematic of an electronic nose [3].

## ION-EXCHANGE RESINS MODIFIED WITH NANOPARTICLES OF ZIRCONIUM HYDROPHOSPHATE FOR REMOVAL OF HEAVY METAL IONS FROM DILUTED SOLUTIONS

*Ponomarova L. M.<sup>1</sup>, Dzyazko Yu. S.<sup>2</sup>, Volfkovich Yu. M.<sup>3</sup>, Sosenkin V.E.<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Sumy National Agrarian University, Sumy, Ukraine,

<sup>2</sup> V.I. Vernadskii Institute of General & Inorganic Chemistry of the NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine,

<sup>3</sup> A.N. Frumkin institute of Physical Chemistry & Electrochemistry of the RAS, Moscow, Russia,  
*E-mail: ponomarouva@gmail.com*

Sorbents that conjoin constituents of different nature are in a focus of attention. The combination of organic and inorganic ion exchangers gives a possibility to obtain sorbents with wide spectra of functional properties. As a rule, organic-inorganic materials are characterized by considerable exchange capacity and high rate of ion exchange. Their selectivity is more expressed than that for organic components. In comparison with inorganic sorbents, some composites show better granulometric properties that makes them suitable for the application in column under dynamic conditions. Organic polymer also provides better mechanical properties for the sorbents. The organic-inorganic materials can be applied to water softening, separation and preconcentration of metal ions, nuclear separations, catalysis, redox systems, electrodeionization, hydrometallurgy, effluent treatment, production of ion selective electrodes and membranes. The composite sorbents are most often used for removal of toxic metal ions from water.

Organic-inorganic materials based on flexible gel-like strong (Dowex HCR-S (*Dow Chemical*), which contain  $-\text{SO}_3\text{H}$  groups) and weak (Dowex MAC 3 (*Dow Chemical*), which is based on polyacrylic matrix) acid cation exchange resins were obtained by means of its modification with zirconium hydrophosphate. The samples were investigated using transmission and scanning electron microscopy, standard contact porosimetry as well as impedance spectroscopy.

Single nanoparticles (4-10 nm) and their aggregates were found inside the polymer. Evolution of porous structure of the polymer constituent affected by the inorganic particles is considered, the modifier has been shown to decrease the content of free water in the polymer, to increase swelling pressure, which is determined according to Gregor model, and to provide a growth of ion-exchange capacity in a comparison with the pristine resin. However, increasing of the modifier amount causes a growth of electrical conductivity of the composites.

The ion-exchanger with a maximal content of zirconium phosphate (67 %) was applied to removal of  $\text{Ni}^{2+}$  and  $\text{Cd}^{2+}$  ions from a solution containing also hardness ions and organics. The composite provide continuity of the process, the removal degree of toxic ions reaches 96-98%. Redistribution of the nanoparticles in the polymer, which is affected by electric field, has been found.

Functionalization of organic ion-exchangers with zirconium hydrophosphate leads to transformation of physical and chemical properties of these materials, which can be used for dye adsorption. Specific porous structure and excellent texture providing easier diffusion of large molecules towards active sites of the modified adsorbents.

The modified samples demonstrate improvement of selectivity and higher break-through capacity in a comparison with initial ion-exchange resin. This is caused by inorganic constituent on the one hand and partial exclusion of acidic groups from ion-exchange process on the other hand.

## NEW APPROACHES TO ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL AND TECHNICAL POTENTIAL OF AQUATIC TECHNOECOSYSTEMS, USING THE PRINCIPLES OF THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE EU

*Protasov A., Sylaiieva A., Novosolova T., Stepanova T.*

*Institute of Hydrobiology National academy of sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

[protasov@bigmir.net](mailto:protasov@bigmir.net)

In view of association of Ukraine with the EU requirements of the Water Framework Directive 60/2000 (WFD) become mandatory in water resource management, water quality assessment, organization of environmental monitoring of water bodies. However, the practical application of the principles of the Directive, especially in the conditions of Ukraine, is connected, from our point of view, with certain refinements, and additions.

At the core of the assessments which are recommended by the WFD, is the principle of priority of biological indicators. Principles of bioindication, environmental quality assessment by biotic indicators have more than a century of history and are widely used in practice. Some principles of the Directive, methodology and methodical techniques were discussed together by scientists from Eastern European and Western countries yet the 1970s.

Over routine observations, ie monitoring of the ecological status in the Directive is proposed to use of a number of key concepts. These include natural water body (further in the text NWB), «heavily modified water body» (HMWB), «artificial water body» (ArWB). To assess their status is required to use of various concepts – «ecological status» for the first and «ecological potential» for ArWB and HMWB, therefore, the differentiation of these classes of water bodies becomes practically important.

All water bodies occupy a certain place in the conditional gradient of water ecosystems (which can subdivide only conditionally into some areas) – from natural, not transformed by man to completely artificial, in which the only natural elements can be water and some living organisms. For practical purposes, it is possible to determine a place of water ecosystem, one or another water body in this ecosystem continuum. NWB includes biotic elements and natural abiotic, ArWB and HMWB in addition include anthropogenic elements that can be dominate.

Determination of the ecological status, according to the WFD, is conducted by a comparative method, i.e comparing the real status with some that taken as a reference, «reference condition» (for example, before anthropogenic impact). The assessment of the status of real NWB, in fact, is a procedure of establishing their place in this ecosystem gradient, the definition of the conditional «distance» separating them from the reference.

Environmental logic, connected with continual nature of ecosystems of different character suggests, that the comparative analysis methodology used for the NWB should also be used for ArWB as well as for HMWB. However, the logic is violated by the fact that there is not such a reference (existing or previously existing) ecological status for ArWB and HMWB. The application of the recommendations of the WFD to conduct analogies between the ArWB and «similar» NWB, their ecosystems from the ecological point of view is unacceptable. Anthropogenic water bodies are a peculiar of technoecosystem or agroecosystem and have their own important features.

However, the question of assessment their status requires a solution. At that, the solutions within the conceptual provisions of the Directive and taking into account the using of the comparative principle. Water bodies connected with power stations are one of the most anthropodependent water bodies. They enter as elements in peculiar technoecosystems. Reservoirs of hydropower plants, cooling ponds (CP) of thermal and nuclear power plants, all of them are

involved in the technological process of energy production and have their own features of hydrodynamics, hydrochemical and hydrobiological regime.

Cooling ponds of NPP and TPP technoecosystems have a purely technical functions, however, they can be used in a complex manner, they are included in the system of hydrological-landscape relationships, they are not isolated from other hydroecosystems.

It seems appropriate to modify the concept of ecological potential for HMWB and ArWB in particular for water bodies of power plants technoecosystems. It is assessed in comparison with a certain set of biotic and environmental parameters – «ecological and technical acceptable conditions (ETAC)», which is conceptually close to the concept of «reference conditions». Fundamentally, characteristics of the ETAC for CP must be laid in the project studies when creating of technoecosystems.

This approach poses several challenging tasks. One of them is connected with the need to determine the complex of the above mentioned «acceptable conditions». A good ecological potential will be found in the ecosystem that is maximally approximated in its properties and characteristics to the ETAC. The characteristics of these conditions should include four blocks: hydrophysical, hydrochemical, hydrobiological and technical.

In this way, the application of the conceptual provisions of the WFD suggests the single comparative approach and methodology for defining both the status of natural water bodies and ecological potential of ArWB and HMWB on the basis of a comparison with the reference or a complex of ecological and technical acceptable conditions.

As an example of integrated assessment of the ecological status of CP on the basis of hydrophysical, hydrochemical and biological indicators it is possible to adduct the results of an assessment of a condition of water bodies of Khmelnytsky NPP technoecosystem. Method, developed at the Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine was used to assess the quality of the environment and definition of classes and quality categories. Data of complex studies of the Khmelnytsky NPP (KhNPP) cooling pond in the period from 1998 to 2014 were used for calculations. The study time of the cooling pond is divided into periods: the first – 1998, 1999, 2001 (work of one power unit), the second – 2005–2010 (after the commissioning of the second power unit and invasion of *Dreissena polymorpha* Pall.), the third is 2012–2014 (after the introduction of *D. bugensis* Andr. and decrease of abundance of first dreissenas).

In June 1999 quality of the environment in the CPs by the following indicators pH (8,6–9,2), permanganate oxidability (10,2–12,8 mg O/dm<sup>3</sup>), phytoplankton biomass (4,39–17,28 mg/dm<sup>3</sup>), bacterioplankton abundance (7,01–13,42 million cells/cm<sup>3</sup>) was belonged to categories 5–7 («moderately polluted» – «very dirty»). However, according to the average index the quality of the environment corresponded mainly to category 3 with the trend of transition to category 4.

In 2006, the conditions in the CP have largely changed, the introduction of the 2nd power unit of KhNPP led to an increase in the technogenic load. In addition, in 2002–2003 in CP *D. polymorpha* have spontaneously settled. In 2006, during the peak of the development of the *Dreissena* population in the benthic and periphyton subsystem, due to the significant filtration potential of the mollusk, in the cooler the transparency increased in comparison with 1999 (an average of 1,3 to 2,0 m). By average index we can state an improvement in the quality of the environment in 2006 relative to 1999, and the ecological-sanitary condition of the KhNPP CP was characterized by indicators, which mainly correspond to the categories 2–3.

A slight decrease in pH values (8,4–8,6, categories 5, 6) was noted in 2014. By the amount of phosphorus of phosphates almost all the investigated areas corresponded to category 5. In general, the average index of quality of the environment of KhNPP CP in 2014 remained at the 2012 level corresponded to category 3 with the trend of transition to category 4. The assessments were made according to the «Method for assessing the ecological quality of surface waters by ecological and sanitary categories» (Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за

відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін. – К. : Символ-Т, 1998. – 28 с.).

But, the obtained estimates can not be considered sufficient for a technoecosystem, because they completely ignore the technical elements and indicators.

We propose to add/change the principles of the condition assessment or, according to terminology of the WFD, potential of water technoecosystems. The assessment is based on a comparison of the explored water body (ecosystem) with a certain «reference», a complex of ecological and technical acceptable conditions, or ETAC.

Development of the complex of «Ecological and Technical Acceptable Conditions» (ETAC) is performed for separate types of water bodies, its parts, basins, regions, individually or for one or another water body. Required indicators are selected for a matrix of indicators of ETAC, but a required condition is the presence of their 4 blocks: hydrophysical, hydrochemical, hydrobiological and technical. Value of indicators of ETAC divided into 7 gradations, in the future, not absolute values of indicators are used, and the values of certain gradations. Gradations of indicators of ETAC and gradations of indicators of the explored water body are entered in a single table for comparison. The ratio of the values of the ETAC to the average indicators of the explored water body are calculated. An additional correction of the final assessment is introduced taking into account the presence of extremely large gradation indices. An assignment to one of the 5 levels of assessment of the ecological potential (it may be better to use the term «environmental/ecological-technical potential») is conducted according to the scale of assessment of the potential. Color visualization on maps, plans, schemes is conducted if necessary.

The assessment of the potential of one of the elements of the technoecosystem of the KhNPP – cooling pond in three periods of its existence: at exploitation of one power unit, exploitation of two power units and processes of contouring, associated with the role of shellfish-filterers, decrease of the abundance of mollusks and their activity was conducted in accordance with this method.

The assessment of the potential was made at three levels of «optimism». The first level does not take into account the greatest significance or role of gradations with high values (grades 6 and 7, that corresponding to the state of «bad» and «very bad»). In this case, the potential of 1998 was defined as «high», 2001 and 2008 as «good», the rest was «moderate». In the most «pessimistic» assessment, the potentials of 2006, 2008, and 2012 corresponded to the level of «bad» («poor») potential.

Thus, the proposed tool for assessing the ecological and technical potential of water objects allows to adequately determine the real state of water ecosystems of heavily modified and artificial water bodies. A similar methodology can also be used to assess the status of natural reservoirs.



## A NOVEL TECHNIQUE FOR WASTEWATER TREATMENT BY CONTACT NONEQUILIBRIUM PLASMA

*M.I. Skiba, A.A. Pivovarov, Trus I.M.*

*Ukrainian State University of Chemical Technology,  
Ukraine, Dnepro, margaritaskiba88@gmail.com*

In many parts of the world, drinking water has become a scarce commodity. Along with the increase in water consumption, this is also due to a progressive contamination of wastewater with pollutants that are difficult to remove and greatly complicate reprocessing to drinking water. In addition to improving water management, efficient methods for wastewater recycling including a quaternary treatment unit are increasingly gaining importance.

Pollutants contained in the wastewater are conventionally removed in centralized sewage treatment plants by mechanical separation of the solid content (primary treatment stage), followed by biological and physico-chemical methods such as precipitation (secondary and tertiary stages). Increasingly, however, such substances pose problems that are hardly accessible by chemical and biological means. These include drug residues, pesticides, herbicides and chemicals in industrial wastewater. These substances can be removed in the so-called quaternary treatment step by means of advanced oxidation processes (AOP) using oxidizing agents such as ozone and hydrogen peroxide as well as UV radiation. However, these cleaning methods generally require chemical additives that are considered hazardous substances, which must be applied in a suitable dosing scheme and disposed of properly.

The use of plasma processes is an environmentally friendly and cost-effective alternative. By applying an electrical current, ions, highly-reactive short-lived radicals and short-wave radiation are generated in the plasma from the ambient air and atmospheric oxygen, and break down the wastewater constituents. Hence, the use of additional chemicals and their disposal is not required because the reactive particles are generated only during discharge and react rapidly with pollutants dissolved in water due to their high reactivity.

The use of contact nonequilibrium plasma and aqueous electrolytes system (low-temperature glow discharge electrolysis), when the cathode is in a liquid phase and the anode is at some distance from the liquid surface, makes it possible to carry out nonequilibrium oxidation processes in the liquid being treated. In the liquid media the oxidation processes occur which cannot be realized by using conventional electrolysis or by the action of arc-crown-, townsend- or barrier-discharge plasma on the liquid. The fundamental aspects of low-temperature glow discharge electrolysis action on water and water solutions of different classes of inorganic and organic compounds were revealed. It was shown that the formation of liquid bipolar bifunctional electrode as a conductor of second kind is a basis of faraday processes. This fact presents a peculiarity of low-temperature glow discharge electrolysis and a difference from a classic electrolysis. The mechanism of these electrodes work is considered depending on a direction of polarizing current.

The application of the low-temperature plasma (luminescence) electrolysis method allows to reduce the content of harmful substances in the aqueous solution by no less than 95 to 99% at the initial level of the concentration of impurities present in real sewage at the level of 2 to 5 maximum permissible concentrations:

- metal ions (Hg, Cu, Zn, Fe, Pb, Cr, Ni, Mg, Ca, Ag, Au, Pb, Mn, Cd, U, Th etc.);
- anions  $\text{SCN}^-$ ,  $\text{CN}^-$ ,  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  etc.;
- organic compounds of the limiting and unsaturated series and their derivatives of alcohols, aldehydes, ethers, halogen derivatives (chloroform);
- aromatic and unique organic compounds and their derivatives of phenols, aniline, benzpyrene, etc.; oil products; surfactants;
- bacterial, microbial and viral contamination of *E. coli*, *Aerococcus viridans*, *Salmonella tiphymurium*, *Klebsiella pneumoniae*, *Pseudomonas aerogenosae*, *Proteus vulgaris*, *Candida albicans*, *Staphylococcus aureus*.

## THE WASTE WATER TREATMENT: MODERN TECHNOLOGY AND WAYS TO DEVELOPMENT

*Syrotina I.O., Todorovych O.S.*

*Pavliukh L.I.(phD (Engineering Sciences) associate professor)*

*National Aviation University, Kyiv, Ukraine*

All around the world, it's common practice to pump enormous volumes of wastewater into rivers, oceans and streams. This has extremely negative effects on the environment, fisheries, animals, and that's not to mention it's an aptly named «waste» of water too.

*Wastewater*, also written as waste water, is any water that has been adversely affected in quality by anthropogenic influence. Wastewater can originate from a combination of domestic, industrial, commercial or agricultural activities, surface runoff or stormwater, and from sewer inflow or infiltration [1]. *Wastewater treatment* is a process used to convert wastewater - which is water no longer needed or suitable for its most recent use - into an effluent that can be either returned to the water cycle with minimal environmental issues or reused [2]. The latter is called water reclamation: instead of disposing of treated wastewater it is reused for various purposes. During the treatment process, pollutants are removed or broken down. The infrastructure used for wastewater treatment is called a wastewater treatment plant (WWTP), or a sewage treatment plant in the case of municipal wastewater (households and small industries).

It wouldn't take much to make a huge change in this area, and it does need to happen, desperately. Great technological leaps are being made in the likes of Scandinavia in regards to recycling trash to create energy. In fact, Sweden actually ran out of its own waste and it now imports over 700,000 tonnes of waste from other countries. Less than 1% of their waste ends up at the dump and their wastewater is purified to the extent of being potable. This is an example of innovation in an environmental capacity and Sweden doesn't have to be light years head of everyone else [3].

Examples of the innovation technology for waste water treatment process in the world:

- 1) Automated Chemostat Treatment™ (ACT). The scientific concepts behind ACT are the application of an appropriate bacterial cocktail for a given type of polluted water, and an innovative chemostate. The process is maintained in a balanced state of bacterial growth and organic compound degradation. In the Table 1 we have analyzed automated chemostat treatment.

*Table 1*

Analysis of automated chemostat treatment

Advantages	Disadvantages
<ul style="list-style-type: none"><li>• Low bacteria concentration;</li><li>• No sludge recycle;</li><li>• Sludge wasting period equals the reactor retention time;</li><li>• Produces half the amount of bio sludge;</li><li>• Constant stability – no upsets;</li><li>• High quality output;</li><li>• Lower cost of operation;</li><li>• Simple auto – control process.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• High nutrient requirement;</li><li>• Requires large amounts of money for construction;</li><li>• Professionals who are known to work with ACT (training of personnel).</li></ul>

2) Nereda® technology (Netherlands) uses aerobic biological treatment methods that require fewer chemicals compared to conventional technologies. It also meets the stringent purification standards. The plant uses non-conventional bacteria that consume wastewater and produce compact granules. The special microorganisms used in the treatment system do not develop in floc structures as in conventional methods, but form concentrated, compact granules. The granular biomass produced by these bacteria settles quickly making separation of the granules from treated water easier. Such quick settlement results in lower energy consumption, while being highly sustainable. The system consumes 20% less space, 30% less power and smaller quantities of chemical additives. It therefore offers a cheaper method of treating municipal waste [4]. The analysis of the benefits and limitations of the aerobic biological treatment method (Nereda® technology) is present in the Table 2.

One of the main areas of work on water resources protection is the introduction of new technological processes of production, the transition to closed (non-tidal) water cycle, where the treated waste water is not discharged, but is repeatedly used in technological processes. Closed cycles of industrial water supply will make it possible to completely eliminate wastewater discharges into surface water bodies, and use fresh water to replenish irretrievable losses. In the chemical industry, a wider introduction is planned for a small amount of waste and non-waste technological processes that give the greatest ecological effect.

Much attention is paid to improving the efficiency of treatment of industrial waste water. To significantly reduce the pollution of the water released by the enterprise, it is possible by allocation of valuable impurities from sewage, the complexity of the solution of these problems in chemical industry enterprises is the diversity of technological processes and products obtained.

*Table 2*

Analysis of the Nereda® technology

Advantages	Disadvantages
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Up to 50% energy savings;</li> <li>• Cost-effective;</li> <li>• Excellent effluent quality;</li> <li>• No/minimal chemicals consumption</li> <li>• Fast removal of the different contaminants.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• High cost for design;</li> <li>• Constant monitoring of the process;</li> <li>• High concentration substrate.</li> </ul>

Having analyzed the modern world technologies of wastewater treatment should pay attention to the use of highly effective and environmentally friendly technologies. The biological methods of the waste water treatment are most popular and have high efficiency. For Ukraine, the methods presented in this article will be economically and environmentally beneficial.

In different countries, methods and technologies are moving in the direction most in need of attention, but the method of closed water supply we can be called universal, which although are not sufficiently developed yet. This method will help preserve water resources and make waste less harmful to businesses (because water has the ability to percolate and cause more damage to the environment if it is contaminated).

#### REFERENCES

1. Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, Ph., Zurbrügg, C. Compendium of Sanitation Systems and Technologies – (2nd Revised Edition). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Duebendorf, Switzerland. p. 175.
2. "Sanitation". Health topics. World Health Organization.
3. <http://www.carlowtanks.ie/why-waste-water-treatment-is-so-important/>
4. <http://www.water-technology.net/projects/epe-sewage-treatment-plant-netherlands/>
5. <https://www.researchgate.net>

## INNOVATION TECHNOLOGIES FOR DRINKING WATER TREATMENT

*Todorovych O.S., Syrotina I.O.*

*Pavliukh L.I. (phD, (Engineering Sciences), associate professor)*

*National Aviation University, Kyiv, Ukraine*

Drinking water, also known as potable water or improved drinking water, is water that is safe to drink or to use for food preparation, without risk of health problems. Globally, in 2015, 91% of people had access to water suitable for drinking. Nearly 4.2 billion had access to tap water while another 2.4 billion had access to wells or public taps [1].

Water purification is the process of removing undesirable chemicals, biological contaminants, suspended solids and gases from water. The goal is to produce water fit for a specific purpose. The methods used include physical processes such as filtration, sedimentation, and distillation; biological processes such as slow sand filters or biologically active carbon; chemical processes such as flocculation and chlorination and the use of electromagnetic radiation such as ultraviolet light. In the Fig.1. we presented the scheme of the water treatment process.

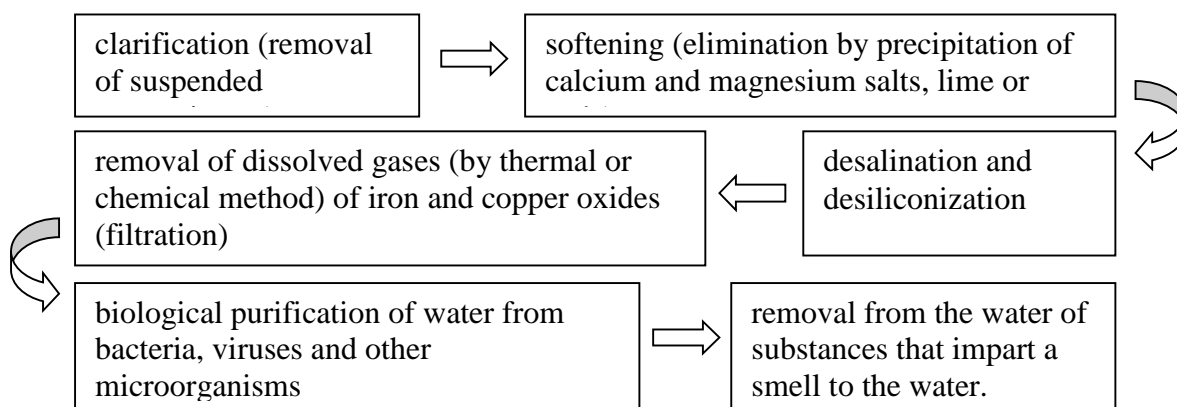


Fig.1. Stages of water treatment and preparation for the use of fresh water.

The level of water purification in Ukraine is extremely low. Existing treatment plants, even with biological treatment, take only 10-40% of inorganic substances (40% nitrogen, 30% phosphorus, 20% potassium) and practically do not remove heavy metal salts [8]. While chlorination is the most proven and cheap method of water disinfection. In the next 20 years, chlorination of water will be used at most water treatment stations of all water treatment plants of Ukraine, gradually being replaced by alternative methods - ozonation and ultraviolet.

According to World Health Organization (WHO) report, 1.1 billion people lack access to an improved drinking water supply, 88% of the 4 billion annual cases of diarrheal disease are attributed to unsafe water and inadequate sanitation and hygiene, while 1.8 million people die from diarrheal disease each year. The WHO estimates that 94% of these diarrheal disease cases are preventable through modifications to the environment, including access to safe water.

Many developed countries specify standards to be applied in their own country. In Europe, this includes the European Drinking Water Directive and in the United States the United States Environmental Protection Agency (EPA) establishes standards as required by the Safe Drinking Water Act. For countries without a legislative or administrative framework for such standards, the World Health Organization publishes guidelines on the standards that should be achieved. Countries with guideline values as their standards include Canada, which has guideline values for a relatively small suite of parameters, New Zealand, where there is a legislative basis, but water providers have to make "the best endeavours" to comply with the standards, and Australia.

Today's drinking water treatment technologies have to be adapted to rapidly changing circumstances. While the quality and availability of raw water are deteriorating worldwide, treatment processes are expected to supply healthy, safe and reliable drinking water, at acceptable cost and energy consumption levels, and with a minimum of waste and by-products.

In Ukraine, hydrochemical measurements of surface water quality indicators are conducted mainly due to excess of the MAC of such substances as sulfates, chlorides, BSCs, nitrates, nitrites, phosphate ions, CFCs, iron, manganese, copper. According to monitoring, the most common pollutants are total iron, manganese, phosphates, salt ammonium, BSC; excess iron in general, and especially manganese in rivers, is due to their washout from the crystalline rocks of the Ukrainian geological shield and the passage of river water bodies in the swampy and wooded terrain; pollution with phosphates and, sometimes, ammonium salts is due to anthropogenic sources of pollution, which are utilities, industrial and agricultural enterprises.

**Nanotechnology in filtration:** According to the World Health Organization, 1.6 million people die each year from diarrheal diseases attributable to lack of safe drinking water as well as basic sanitation. Researchers in India have come up with a solution to this perennial problem with a water purification system using nanotechnology. The technology removes microbes, bacteria and other matter from water using composite nanoparticles, which emit silver ions that destroy contaminants. "Our work can start saving lives," says Prof Thalappil Pradeep of the Indian Institute of Technology Madras. "For just \$2.50 a year you can deliver microbially safe water for a family." It is a sign that low-cost water purification may finally be round the corner – and be commercially scaleable.

**Membrane chemistry:** Membranes, through which water passes to be filtered and purified, are integral to modern water treatment processing. The pores of membranes used in ultrafiltration can be just 10 or 20 nanometers across – 3,000 times finer than a human hair.

**Seawater desalination:** although holding much promise for the future, seawater desalination is still extremely expensive, with reverse osmosis technology consuming a vast amount of energy: around 4 kilowatt hours of energy for every cubic meter of water.

One solution being explored in Singapore, which opened its first seawater desalination plant in 2005, is biomimicry - mimicking the biological processes by which mangrove plants and euryhaline fish (fish that can live in fresh briny or salt water) extract seawater using minimal energy. Another new approach is to use biomimetic membranes enhanced with aquaporin: proteins embedded in cell membranes that selectively shuttle water in and out of cells while blocking out salts.

**Smart monitoring:** new monitoring technologies help companies to ensure the integrity of their vast water supply networks. Electronic instruments, such as pressure and acoustic sensors, connected wirelessly in real time to centralized and cloud-based monitoring systems will allow companies to detect and pinpoint leaks much quicker.

**Intelligent irrigation:** approximately 70% of the world's freshwater is used by the agricultural industry. Applying a more intelligent approach to water management by deploying precision irrigation systems and computer algorithms and modelling is already beginning to bring benefits to farmers in developed countries.

However, while this approach embraces new instrumentation and analytical technologies, innovation comes from a change in mindset that emphasizes the importance of measuring and forecasting.

**Wastewater processing:** new technologies are promising to transform wastewater into a resource for energy generation and a source of drinking water. Modular hybrid activated sludge digesters, for instance, are now removing nutrients to be used as fertilizers and are, in turn, driving down the energy required for treatment by up to half.

**Mobile recycling facilities:** An unexpected by product from the explosion of the global hydraulic fracturing industry has been demand for highly mobile water treatment facilities. Investment is being channeled into reverse osmosis units that will allow companies to treat high volumes of water to extract gas and injected into the subsurface.

**Development of novel solar-driven drinking water treatment systems (South-Africa).** Solar energy is only one of the alternative energy sources that can be used to drive novel water treatment systems in developing countries. Research with partners in South-Africa aims both at simple, as well as more advanced, methods of purifying polluted streams (ranging from surface water to (municipal) waste water) for potable water purposes. The idea is not only to recover the potable

water, but also nutrients that are often scarce and expensive in these regions, and the lack of them leads to low crop yields.

Water management, assessment and prevention of environmental pollution in mining districts (Bolivia, Nicaragua). This research aims at assessing the distribution and the environmental and human health impact of heavy metals pollution in mining areas. Technologies to treat mining waste, as well as to recover residual valuable metals from the waste, are also explored and being developed.

Impact and abatement of arsenic pollution in drinking water and paddy fields (Bangladesh, India, Bolivia). This research aims at assessing the distribution and the environmental and human health impact of arsenic pollution in areas with a high natural background concentration of arsenic. Technologies to remove arsenic from groundwater (e.g., iron-based filter materials) are also explored and being developed.

Modelling and optimization of constructed wetlands for wastewater treatment (Ecuador, Kenya, Vietnam). Constructed wetlands (CW) are low-tech, low-cost and robust wastewater treatment systems that can be used in most climates, but excel in (sub)tropical climates. Not only can they provide wastewater treatment resulting in an effluent suitable for reuse, but the resulting biomass can also be used for economic benefits and the system as such can be a valuable habitat. Research is focusing among others on the use of CW for household and industrial wastewaters, on mode-based design, on footprint reduction and on ecological benefits.

So, the water industry has adapted to new technologies at a slow, incremental pace. In the past 20 years there has been a rapid entry of new technologies that continue to be developed, tested, demonstrated, and introduced into the municipal water treatment market. Some of these technologies are membrane filtration, UV irradiation, advanced oxidation, ion exchange, and biological filtration. These are certainly not the only technologies being considered by the water treatment industry. However, they have come a long way toward demonstrating their reliability and applicability to large-scale municipal water treatment plants. As the cost of these technologies continues to decrease, their applicability will steadily increase. There is almost no contaminant that cannot be removed from water. The question becomes that of cost. As alternative water resources become increasingly less available, the need for innovative and cost-effective treatment technologies will rise steadily.

#### References:

1. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/en/>
2. Low of Ukraine about assessment of water purification devices intended for use in drinking water supply practices from 28.09.1998
3. Duirk, S.E., et al., Chloramination of organophosphorus pesticides found in drinking water sources. Water Research, 2010
4. Pryor, M., et al., Investigation of opportunistic pathogens in municipal drinking water under different supply and treatment regimes. Water Science and Technology, 2004
5. Vladimir Blinov, Konstantin Volchek. Decontamination of Drinking Water Infrastructure, 2014
6. Chellam, S., J. G. Jacangelo, T. P. Boacquisti, and B.W. Long. 1997. Effect of operating conditions and pretreatment for nanofiltration of surface water. In Proceedings of the AWWA Membrane Technology Conference, New Orleans, La.
7. Glaze, W. H., J. W. Kang, and D. H. Chapin. 1987. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide, and ultraviolet radiation. Ozone, Science and Engineering 9:335.
8. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/water-quality/guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/en/)

## ХВИЛЬОВИЙ ВІДГУК ЕКЗОФЕРМЕНТНИХ РЕАКЦІЙ РОЗКЛАДУ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

*Аксьонова І. М.*

*Одеська державна академія будівництва та архітектури, кафедра водопостачання і водовідведення, Україна, м. Одеса, aksonova.inna@yandex.ru*

Вивчення резонансних явищ у рідкому середовищі, які мають колоїдну структуру дозволяють виявити відповідні хвильові характеристики, але цікавим є малі резонанси які можливо виникають у гомогенних процесах екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин. Наслідком хвильових відгуків відповідних конформацій є орієнтування маркомолекул органічних речовин та екзоферментів, відповідно теорій ферментного каталізу Михаэлиса-Ментен та Фішера. Конфігурація молекули органічної речовини може мати глобулярне, сігчасте надмолекулярну будову характеризується відповідними хвильовими відгуками у структуризації колоїдної системи та хвильовий відгук екзоферментів. При цьому виникають явища резонансу, причому сумарний процес відповідає зниженню енергії активації каталітичного процесу екзоферментних реакцій.

Для гомогенних процесів важливим є хвильовий відгук геометрії третинної структури екзоферменту, хвильової природи функціональних груп його молекули, який забезпечує специфічність дії та високу каталітичну активність на відповідну гомологічну групу органічних речовин.

Нелінійність кінетики біохімічних процесів обумовлює можливість існування в біологічних системах автоколивальних, для дослідження можуть застосовуватися якісні методи аналізу динамічних систем. Не загасаючі коливальні зміни концентрації реагентів можливі в відкритих ферментативних системах, де є існування двох масштабів часу, які сильно розрізняються та можуть підтримуватися необмежено довго, за рахунок притоку субстрату від зовнішнього джерела і відтоку продукту у зовнішню середу. У системі спряжених поліферментних реакцій особливо вірогідно виникнення не загасаючих коливань концентрацій компонентів. В відкритих системах з субстратним інгибуванням реалізується множинність стаціонарних станів та спостерігається явище гістерезису.

Вільні (власні) хвильові коливання гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин – коливання, які відбуваються у відсутності зовнішніх впливів на коливальну систему виникають внаслідок будь-якого початкового відхилення цієї системи із стану стійкої рівноваги під дією внутрішніх сил системи.

Вимушені хвильові коливання гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин – коливання, що виникають в якій-небудь системі під впливом змінного зовнішнього впливу.

Резонанс – явище різкого зростання або зменшення амплітуди вимушених хвильових коливань гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин при прагненні частоти впливу зовнішньої сили до частоти власних коливань.

Важливим в цьому питанні є те, що акустичний резонанс, який виникає при низькочастотній кавітації насичення диспергованим повітрям об'єму реактору, яке визиває ще більше зменшення енергії активації при накладенні електричного та акустичного імпедансу. Визначення резонансної частоти екзоферментних реакцій розкладення органічної речовини у стічних водах у біологічному очищенні стічних вод має практичне значення в експлуатації реакторів на основі аеробних біохімічних процесів, а також анаеробних процесів, які інтенсифікуються кавітацією. Резонансна частота – частота зовнішньої збудливої сили, при якій досягається максимум амплітуди вимушених хвильових коливань. Визначення відповідних хвильових характеристик біохімічних процесів розкладу високомолекулярних органічних речовин стічних вод пов'язаних з

екзоферментним реакціями дозволяє ідентифікувати кількість відповідних груп органічних речовин, кількості біогенних елементів та кінетичних особливостей гетерогенних та гомогенних процесів.

Двоїстість процесу розкладу органічного субстрату екзоферментами: з одного боку гомогенний процес приєднання ферменту за допомогою іонних, водневих рідко ковалентних зв'язків до молекули органічного субстрату; з іншого гетерогенний процес виділення ферменту з поверхні флокули або біологічної плівки, а також отримання продуктів розкладу до клітини обумовлює особливість хвильових характеристик цього процесу.

Хемоспецифічність екзоферментів, також можливо, забезпечується відповідним хвильовим відгуком за рахунок накладання хвильових коливань гомогенних процесів ферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин.

Завдання практичного дослідження хвильових відгуків гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин у біологічному очищенні стічних вод – є ідентифікація цих явищ інструментальними методами, та математичний опис відповідних модельних систем для визначення просторових ефектів:

- розповсюдження усамітненого фронту збудження у вигляді імпульсу стабільної форми та фронту, що біжить;

- генерація хвиль автономними джерелами активності – ведучими центрами;

- квазістохастичними хвилями;

- синхронні автоколивання у всьому просторі;

- ревербератори;

- спіральні хвилі;

- стоячі хвилі;

- стаціонарні у часі неоднорідний розподіл у просторі кінетичних змінних (концентрацій речовин) – дисипативні структури.

#### **Висновки:**

Висунута гіпотеза існування хвильового відгуку у екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин біохімічних процесів очистки стічних вод.

Наявність автоколивань у гомогенних екзоферментних процесах біологічних реакторах

Визначені основні хвильові характеристики з допомогою яких можливо ідентифікувати відповідні процеси біохімічного розкладу органічних речовин стічних вод.

На основі хвильових характеристик визначати конформації та хемоспецифічність ферментів у гомогенних процесах реакцій каталітичного розкладу органічних речовин стічних вод.



## **ВПЛИВ СТИЧНИХ ВОД НА ПОВЕРХНЕВІ ДЖЕРЕЛА ВОДОПОСТАЧАННЯ (НА ПРИКЛАДІ р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ)**

*Безсонний В. Л.*

*Науковий керівник - Третьяков О.В., д.т.н.,*

*Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова  
Україна, м. Харків, e-mail: bezsonny@gmail.com*

Забезпечення населення України питною водою для багатьох регіонів країни є однією з пріоритетних проблем, розв'язання якої необхідно для збереження здоров'я, поліпшення умов діяльності та підвищення рівня життя населення.

На вирішення зазначених проблем спрямована Загальнодержавна цільова програма «Питна вода України» на 2006-2020 роки, затверджена Законом України від 03.03.2005 р., № 2455-IV [1], метою якої є забезпечення гарантованих Конституцією України прав громадян на достатній життєвий рівень та екологічну безпеку шляхом забезпечення питною водою в необхідних обсягах та відповідно до встановлених нормативів.

Водні об'єкти басейну р. Сіверський Донець є головними джерелами водопостачання Харківської, Луганської і Донецької областей, а площа водозбору басейну р. Сіверський Донець є одним з найбільш екологічно напружених регіонів України.

Проблемі екологічного стану р. Сіверський Донець присвячено ряд досліджень, зокрема, відповідно до результатів дослідження [2] стан річкової води у верхній частині річки в межах Харківської області оцінюється як «добрий» для визначення екологічного стану та «досить чистий» для визначення ступеня чистоти; придатною для використання з метою водозабезпечення для питних потреб є тільки ділянка р. Сіверського Дінця у верхній течії (орієнтовно вище 850 км) за умов застосування інтенсивних методів очищення води.

Дослідження впливу великих міст регіону на формування кисневого режиму води у басейні Сіверського Дінця показали спроможність екосистеми басейну до самоочищення. На окремих ділянках процеси самоочищення уповільнені. Вміст кисню в створі нижче м. Харків менший на 30 % внаслідок потужного техногенного навантаження [3].

В ході проведеного аналізу виявлено цілу низку небажаних тенденцій, які свідчать про суттєве і постійне погіршення стану р. Сіверський Донець внаслідок скиду не повністю очищених господарсько-побутових вод. За даними хімічної лабораторії Червонооскільського водосховища, яка забезпечує спостереження якості води р. Сіверський Донець вище і нижче м. Ізюм, склад річкової води поступово і постійно погіршується за цілою низкою показників.

Вплив скиду у р. Сіверський Донець з очисних споруд Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства (ІКВ ВКП) перероблених побутово-промислових стічних вод багато в чому визначає екологічний стан річки, вода якої використовується як джерело питного водопостачання багатьох населених пунктів Харківської, Донецької та Луганської областей.

Ретроспективний аналіз складу стічної води ІКВ ВКП у р. Сіверський Донець проводився за результатами аналізів хімічної лабораторії цього підприємства.

На рис. 1 наведені зміни вмісту нітратів у воді р. Сіверський Донець після скиду стічної води з ІКВ ВКП за 2012-2014 рр.

Привертає на себе увагу повторюваність сезонних коливань вмісту нітратів у річній воді після скиду стічної води з ІКВ ВКП.

Задля виявлення реального впливу скиду з очисних споруд м. Ізюму на якість води р. Сіверський Донець досліджувалася різниця вмісту нітратів у річковій воді нижче скиду і вище скиду за середньорічними показниками (рис. 2).

До 2010 року спостерігалася зменшення вмісту нітратів у річковій воді, що свідчило про ефективну роботу очисних споруд міста з очищення промислово-побутової стічної

води, яка сприяла покращенню якості річкової води. Починаючи з 2010 року і по цей час спостерігається чітка тенденція постійного збільшення вмісту нітратів у річковій воді внаслідок скиду не доочищеної води з очисних споруд міста, що суттєво погіршує якість питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець.

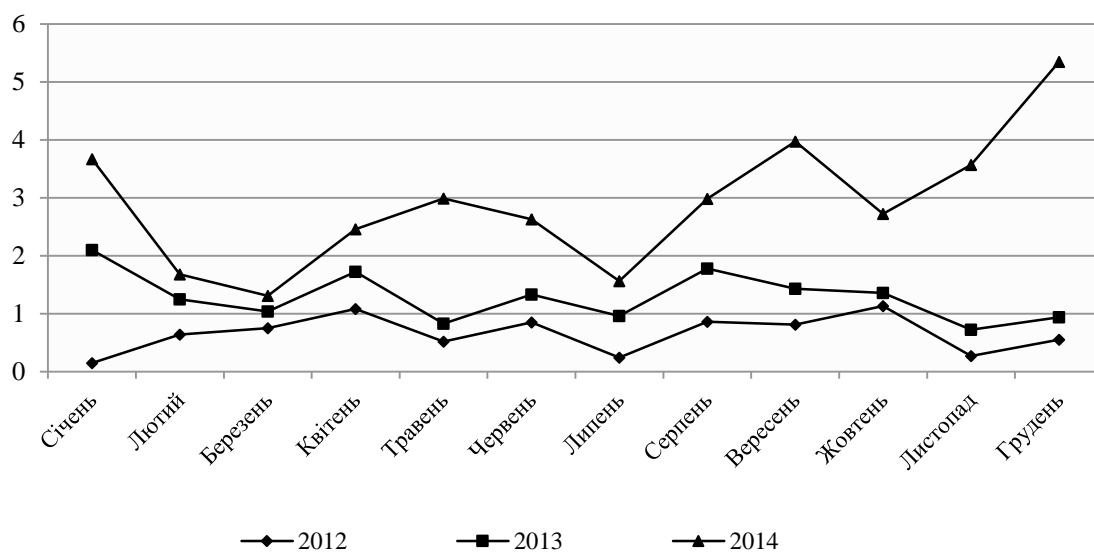


Рис. 1. Сезонні зміни вмісту нітратів у воді р. Сіверський Донець після скиду стічної води з ІКВ ВКП за 2012-2014 рр.

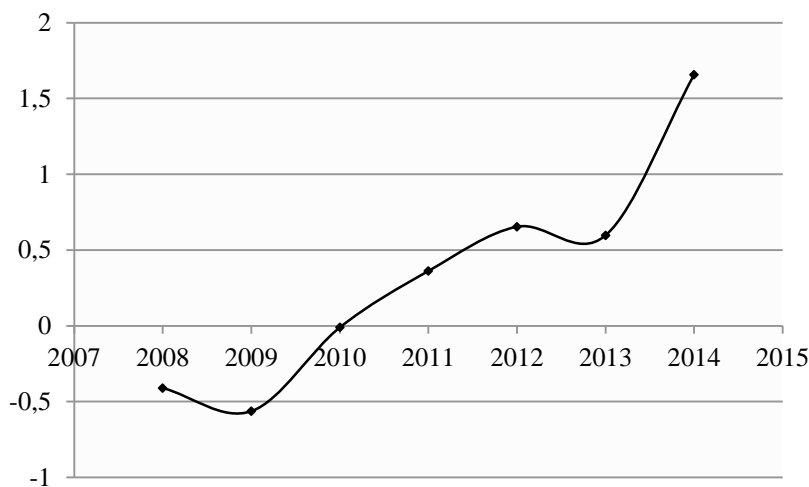


Рис. 2. Зміни різниці вмісту нітратів у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними показниками за 2008-2014 роки.

Усе це створює чималі труднощі для виробників питної води з води р. Сіверський Донець, тому що на станціях водо підготовки питної води непередбачені технологічні стадії спрямовані на видалення нітратів з води.

Додатковим свідченням цього є зміни різниці біологічного споживання кисню (БПК) у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води (рис. 3).

Цей показник у стічній воді ІКВ ВКП суттєво змінився починаючи з 2010 року внаслідок вичерпання технологічних резервів очисних споруд [4].

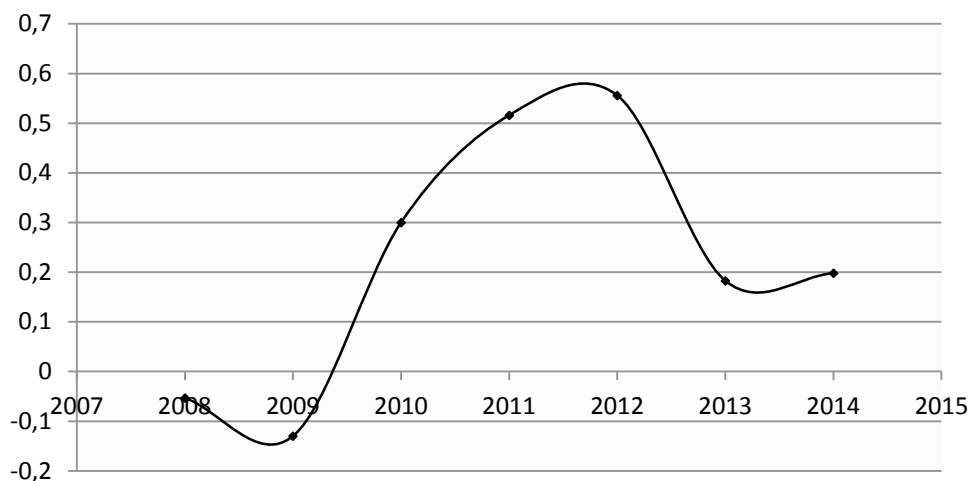


Рис. 3. Зміни різниці БСК у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними показниками за 2008-2014 роки.

Проведений аналіз впливу не повністю очищених промислово-побутових вод на екологічний стан р. Сіверський Донець в межах Ізюмського району Харківської області дозволяє зробити наступні основні висновки:

- починаючи з 2010 року і по цей час спостерігається чітка тенденція постійного збільшення вмісту нітратів у воді р. Сіверський Донець внаслідок скиду недоочищеної води з очисних споруд ІКВ ВКП, що суттєво погіршує якість питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець;
- очисні споруди ІКВ ВКП не забезпечують необхідного рівня окиснення органічних сполук, поверхнево-активних речовин та нітритів у промислово-побутових стоках;
- усі означені недоліки визначають суттєве погіршення екологічного стану басейну р. Сіверський Донець.

Усе вище наведене свідчить про те, що очисні споруди потребують корінної реконструкції у найближчий час задля покращення екологічного стану басейну р. Сіверський Донець та досягнення необхідної якості води поверхневого джерела виготовлення питної води, яка б відповідала вимогам ДСанПіН2.2.4-171-10.

Сіверсько-Донецькому басейновому управлінню водних ресурсів необхідно забезпечувати функціонування системи державного постійного моніторингу поверхневих вод в басейнах річок Сіверського Дінця, в межах Харківської, Донецької і Луганської областей, а також розробляти схеми комплексного використання та охорони водних ресурсів та формування довгострокового прогнозу водогосподарських балансів та рівнів забруднення; координувати і забезпечувати методичне керівництво діяльністю водогосподарських організацій і установ, розташованих у басейнах річок Сіверський Донець з питань управління та відтворення водних ресурсів.

#### Література.

1. Загальнодержавна програма «Питна вода України» на 2006-2020 роки.// Відомості Верховної Ради України, 2005, № 15, с. 243-255.
2. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження) / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, А.В. Колісник та ін.: за ред. д-ра геогр. наук, проф. А.В. Гриценка, канд. біол. наук, доц. О.Г. Васенка. – Х.: ВПШ «Контраст», 2011. – 340 с.
3. Ухань О.О., Осадча Н.М. Характеристика кисневого режиму поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець// Наукові праці УкрНДГМІ. – 2010. – Вип. 259, С. 199-216.
4. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець [Текст] // Вестник ХНАДУ, вып. 71, 2015. – С. 103-108.

## СОРБЕНТИ З РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ

Білявський С.О.

Науковий керівник Галиш В.В.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [v.galysh@gmail.com](mailto:v.galysh@gmail.com)

Забруднення водоймищ екотоксикантами неорганічного та органічного походження є актуальною проблемою сьогодення. Іони важких металів, наприклад, здатні викликати сильну інтоксикацію організмів, а також викликати цитоліз, печінково-клітинну недостатність та інші хвороби.

Одним із шляхів зменшення кількості забруднюючих речовин у стічних водах є використання сорбційного методу очистки, що ґрунтується на вилученні токсикантів різного походження за допомогою поглиначів різної природи. Сучасні сорбційні технології зазвичай ґрунтуються на багатоступеневому очищенні стічних вод, що передбачає послідовне використання декількох типів сорбційних матеріалів з певною селективною дією щодо окремої забруднюючої речовини. Більшість з таких поглиначів є досить вартісними і їх ефективне застосування пов'язане з необхідністю регенерації для повторного використання, в результаті чого гостро постає питання утилізації відпрацьованих розчинів після регенерації.

Останніми роками увага науковців спрямована на одержання сорбентів з доступної та відносно недорогої рослинної сировини. З точки зору економіки, використання як сорбентів відходів агропромислового комплексу є перспективним.

Мета роботи – дослідження процесу модифікування лігноцелюлозного матеріалу, а саме шкаралупи волоського горіху, в середовищі оцтової кислоти, а також оцтової кислоти та пероксиду водню, вивчення структурно-сорбційних властивостей отриманих поглиначів.

Для одержання лігноцелюлозних біосорбентів використовували шкаралупу горіху з вмістом основних компонентів: целюлоза – 41,2 %, лігнін – 37,5 %, речовини, що екстрагуються водою та 1-% розчином лугу – 10,4 та 25 % відповідно, смоли, жири, воски – 5,2 %, зола – 2,3 %. Модифікування вихідної сировини проводили в середовищі оцтової кислоти, а також оцтової кислоти та пероксиду водню за співвідношення 70:30% протягом 120 хв за температури 95 °С.

Під час модифікування шкаралупи горіху за підвищеної температури в середовищі оцтової кислоти відбувається гідроліз низько- та високомолекулярних полісахаридних компонентів рослинних відходів, в результаті чого лігноцелюлозний продукт збагачується на ароматичну складову – лігнін, вміст якого сягає 38 %. Крім того, кислотний гідроліз сприяє більшому видаленню мінеральних компонентів, що, вочевидь, має позитивний вплив на об'єм пор сорбенту, оскільки поглинальна здатність щодо основного барвника метиленового синього, який є маркером низькомолекулярних токсикантів органічної природи, при цьому збільшується до 81 %. Вихід продукту за цих умов складає 84 % (Сорбент 1).

За результатами досліджень встановлено, що збільшення концентрації пероксиду водню в розчині для модифікування до 9 % сприяє видаленню більшої частки речовин ароматичного характеру, тобто відбувається делігніфікація рослинної сировини і вміст лігніну в одержаному сорбційному матеріалі складає 0,8 %. Відповідно спостерігається зменшення виходу кінцевого лігноцелюлозного продукту до 40 %, вміст полісахариду в біосорбентах при цьому збільшується (Сорбент 2). Це відбувається завдяки тому, що пероксид водню в процесі модифікування за підвищеної температури частково витрачається на утворення пероцтової кислоти, яка є основним делігніфікуючим реагентом, що окиснює лігнін і переводить його до розчину. Ефективність вилучення метиленового синього з водного розчину при цьому близько 50 %.

Визначення кінетичних характеристик сорбції катіонного барвника показують, що максимальна швидкість поглинання барвника на одержаному лігноцелюлозному матеріалі відповідає першим 60 хв контакту, протягом яких концентрація метиленового синього у розчині зменшується більше ніж вдвічі. Сорбційна рівновага досягається протягом 180 хв.

Результати сорбції іонів заліза та міді на рослинних сорбентах з модельних розчинів наведено на рис. 1 і 2. Представлені результати показують, що максимальною сорбційною ємністю щодо іонів важких металів характеризується зразок з більшим вмістом лігніну. Модифікування шкаралупи горіху в середовищі оцтової кислоти та пероксиду водню призводить до незначного падіння поглинальної здатності одержаних сорбентів щодо досліджених неорганічних токсикантів.

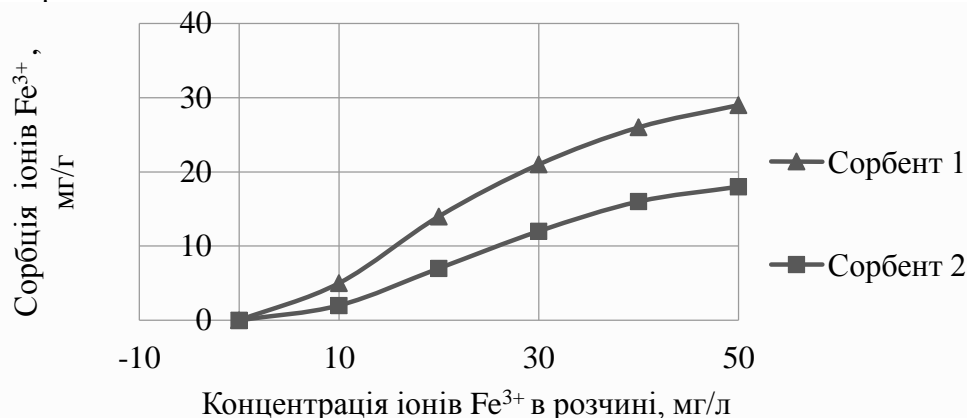


Рис. 1. Залежність сорбції іонів заліза (III) від їх концентрації у розчині

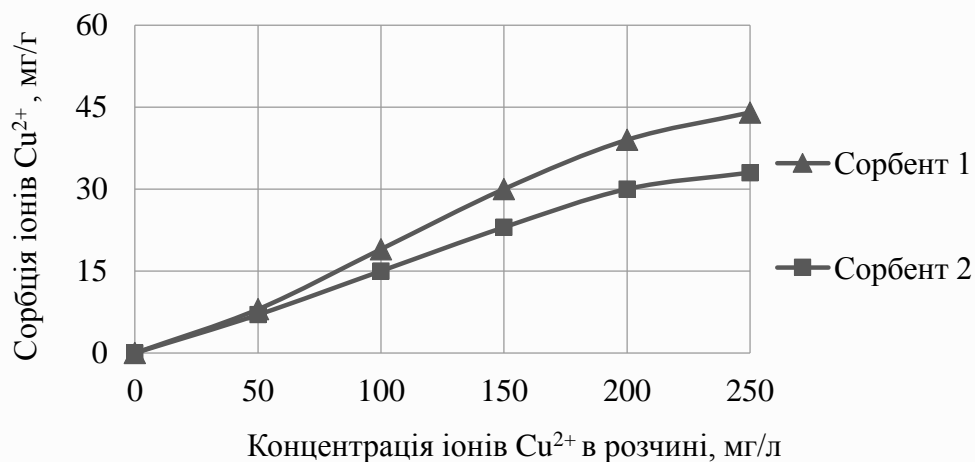


Рис. 2. Залежність сорбції іонів міді (II) від їх концентрації у розчині

Одержано нові сорбенти з рослинних відходів, а саме з подрібненої шкаралупи волоського горіху, та показана їх висока ефективність у поглинанні екотоксикантів органічного та неорганічного походження з модельних водних розчинів. Показано, що поглинальна здатність рослинних сорбентів залежить від їх структури, яка в свою чергу визначається умовами обробки вихідних рослинних відходів.

З огляду на низку переваг, а саме високу сорбційну ємність, дешевизну та доступність сировинної бази, простоту утилізації, біосумісність, нетоксичність, одержані сорбенти можуть мати широке практичне використання, наприклад як сорбент для вирішення екологічних проблем, пов'язаних з забрудненням навколишнього середовища.

# НОВІ НАНОКОМПОЗИТНІ ПОЛІМЕРНІ ВОЛОКНА З ОСАДЖЕНИМ ШАРОМ ДІОКСИДУ МАНГАНУ: СИНТЕЗ І ЗАСТОСУВАННЯ

Бондар Ю.В., Бужук Л.О.

ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ,  
juliavad\_peremoga@ukr.net

Зиков М.С.

НТУУ «Київський політехнічний інститут імені І. Сікорського», м. Київ

У сучасній водопідготовці діоксид мангану знаходить застосування для зниження вмісту сірководню, заліза і мангану. Однак синтетичний діоксид мангану отримують зазвичай у вигляді дрібнодисперсного порошку, який мало придатний для очищення води, особливо в динамічному режимі. Тому у водопідготовці використовують тверді гранульовані фільтруючі композити. Композитний матеріал являє собою гранули з природних або синтетичних мінералів (цеоліти, кварцові піски і ін.), на поверхню яких в вигляді тонкого шару осаджують діоксид мангану. На сьогоднішній день найпоширенішими композитними матеріалами є Birm Fine, Manganese Greensand, Pyrolox, MTM, МЖФ і ін.

Задачею даної роботи була розробка технології синтезу композитного матеріалу на основі полімерних волокон з осадженим шаром діоксиду мангану для видалення двовалентного заліза із забруднених вод. На відміну від гранульованих композитів такий матеріал, на нашу думку, буде мати високу швидкість реакції та високу продуктивність.

У процесах сорбції і каталітичного окиснення як органічних, так і неорганічних забруднювачів добре зарекомендував себе діоксид мангану зі структурою бірнеситу (birnessite) -  $\delta\text{-MnO}_2$ . Бірнесит має шарувату структуру з типовою міжшаровою відстанню  $\sim 7 \text{ \AA}$ , де кожен шар представляє собою сітку з'єднаних вершинами октаєдрів  $[\text{MnO}_6]$ . Манган в бірнеситі знаходиться в ступенях окиснення +4 і +3 (можливо, і +2). Присутність Mn в низьких ступенях окиснення призводить до появи негативного заряду на металоксидних шарах, який компенсується за рахунок входження різних катіонів ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  та інші) і молекул води в міжшаровий простір, що надає бірнеситу яскраво виражені катіонообмінні і каталітичні властивості.

Композитні волокна синтезували шляхом *in situ*, формування шару діоксиду мангану зі структурою бірнеситу на поверхні модифікованих поліакрилонітрильних (ПАН) волокон (рис.1).

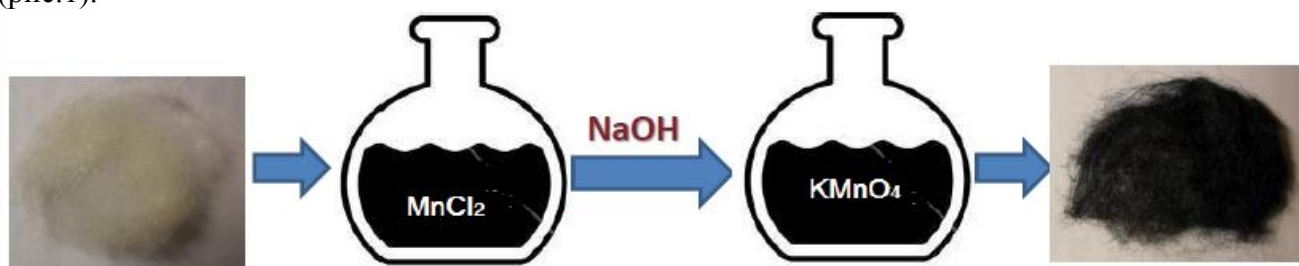


Рис.1 Принципова схема синтезу композитних волокон.

Вивчення процесу видалення іонів двовалентного заліза з розчину із використанням композитних волокон проводили в статичних умовах при співвідношенні твердої і рідкої фаз 1:400. Концентрацію двовалентного і загального заліза визначали за допомогою

спектрофотометра DR 2800 (Hach Lange, Німеччина) з використанням реактиву 1,10-фенантролін. Розчин перед аналізом фільтрували через паперовий фільтр «синя стрічка».

Формування шару  $MnO_2$  підтверджено результатами електронно-мікроскопічного, інфрачервоного і рентгенофазового досліджень. Показано (рис.2), що діоксид мангану на поверхні волокон формується у вигляді рівномірного шару чорного кольору (колір вихідних волокон - кремовий), що складається з щільно прилеглих один до одного наноагрегатів (30-40 нм). Результати мікроаналізу виявили в осадженому шарі присутність елементів Na, K, Mn, O, що відповідають складу бірнеситу.

Рентгенофазовий аналіз дозволив діагностувати осаджений діоксид мангану як  $\delta$ - $MnO_2$  (діоксид мангану зі структурою бірнеситу).

Апробування композитних волокон в процесі видалення двовалентного заліза з розчину продемонструвало їх високу ефективність (табл.). З розчину з високим значенням початкової концентрації двовалентного заліза за першу годину реакції було видалено більше 98%  $Fe^{2+}$ .

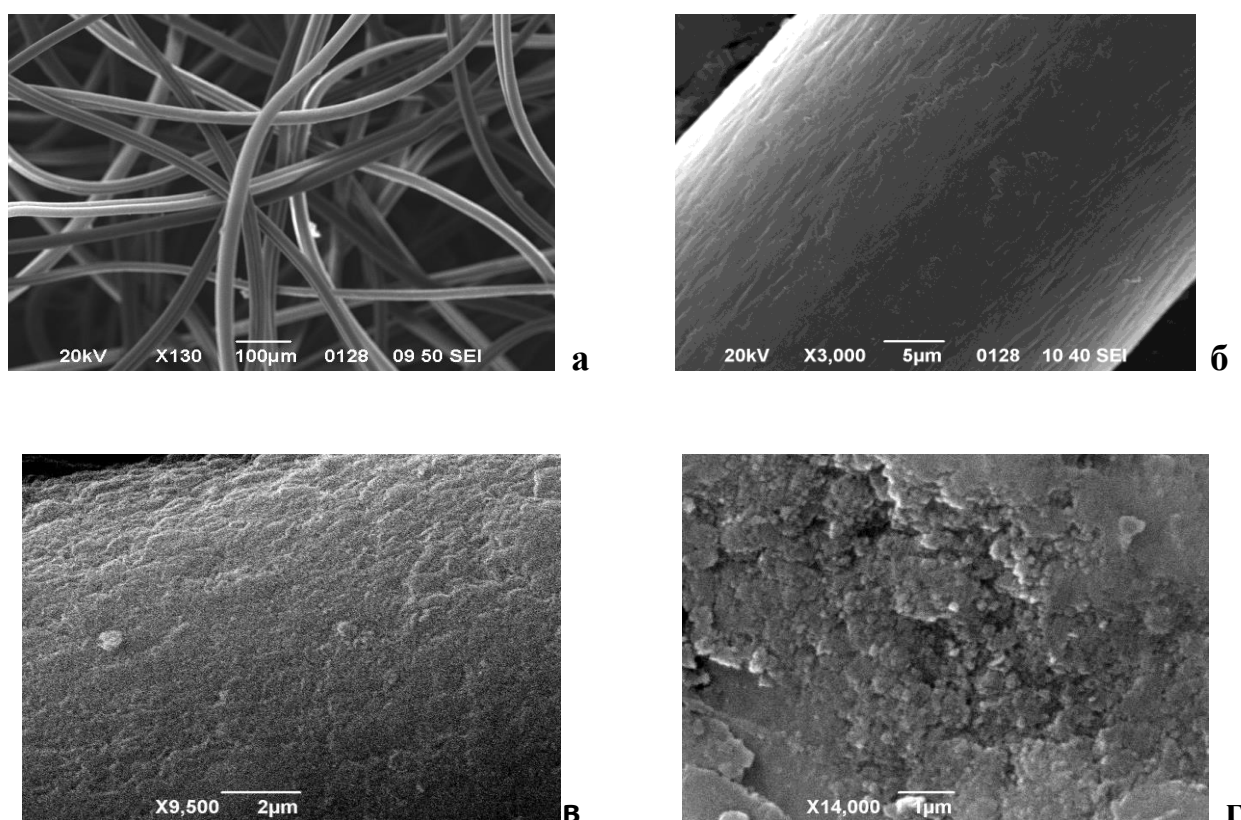


Рис.2. Мікрофотографії вихідних ПАН волокон (а, б) і композитних ПАН волокон з осадженим шаром діоксиду мангану (в, г).

Таблиця. Результати зміни концентрації іонів  $Fe^{2+}$  в розчині з використанням композитних ПАН волокон з осадженим шаром бірнеситу.

N зразку	Час контакту, год	Концентрація $Fe^{2+}$ , мг/л		Концентрація $Fe_{total}$ , мг/л
		$C_0$	$C_t$	
Вихідний розчин ( $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ )	Після приготування розчину – 3 год	35,75		44,00
1	1		0,75	2,22
2	3		0,80	0,57
3	72		0,0	0,12

Окиснене залізо осідає на поверхню волокон у вигляді дрібнодисперсного осаду рудого кольору, і композитні волокна, таким чином, виконують не тільки функцію окиснення  $Fe(II)$  до  $Fe(III)$ , але і функцію фільтруючого шару.

## СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ СИНТЕЗУ ВОЛОКНИСТИХ ПОЛІМЕРНИХ І КОМПОЗИТНИХ СОРБЕНТІВ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ І РАДІОНУКЛІДІВ ІЗ ЗАБРУДНЕНИХ ВОД

**Бондар Ю.В.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ, [juliavad@yahoo.com](mailto:juliavad@yahoo.com)*

Розробка різних методів модифікації промислових полімерів і створення на їх основі нових функціональних матеріалів, а також розширення можливих сфер їх впровадження є актуальним завданням хімічної технології.

Полімерні волокна і неткані матеріали з хімічно активними функціональними групами (іонно-обмінними і хелатуючими) в даний час знаходять широке використання як сорбенти в технологічних процесах очищення забруднених вод і повітря, для сорбційної концентрації коштовних металів, очищення і концентрації біологічно активних речовин та ін. [1-5].

Хімічно активні волокна (і неткані матеріали) завдяки розвиненій поверхні характеризуються високими сорбційними характеристиками, низьким опором фільтруючого шару, що дозволяє їх ефективно використовувати в статичних і, особливо, динамічних режимах сорбції. Зручна форма волокнистих матеріалів дає можливість спростити стадію відділення сорбенту від розчину і повертати його для повторного використання, що зумовлює переваги волокнистих матеріалів в порівнянні з гранульованими і дрібнодисперсними органічними і неорганічними сорбентами.

Великі можливості та ефективність для модифікації різних полімерних матеріалів продемонстрували радіаційно-хімічні технології та, зокрема, метод радіаційно-індукованої прищеплювальної полімеризації [6-8].

Радіаційно-індукована прищеплювальна полімеризація є одним з інноваційних методів отримання нових полімерних матеріалів шляхом модифікації добре відомих промислових полімерів (поліолефінів, фторвміщуючих полімерів, поліамідів, полівінілхлориду, целюлози та ін.). Радіаційна прищеплювальна полімеризація заснована на генеруванні активних центрів радикальної і іонної природи на/в полімерній матриці під дією іонізуючого випромінювання, які ініціюють прищеплювальну полімеризацію на



поверхні (і в об'ємі) різноманітних вінілових мономерів з бажаними функціональними групами. В результаті прищеплювальної полімеризації на поверхні полімерної матриці формуються ланцюги, що відгалужуються (бокові) (нано- мікрометрової довжини) із мономерів іншого типу, які хімічно пов'язані з основним ланцюгом полімерної матриці. При цьому первинна (прищеплена) полімерна матриця набуває нових хімічних (фізико-хімічних) властивості при збереженні (або невеликій зміні) вихідних характеристик міцності (рис. 1).

Прискорені електрони і гама-випромінювання від електронних прискорювачів, а також гама-випромінювання від джерела  $^{60}\text{Co}$  - основні види іонізуючих випромінювань, що застосовуються для ініціації прищеплювальної полімеризації. Перевагою прискорювачів електронів в порівнянні з джерелами гама-випромінювання є їх менша радіаційна небезпека, а також широкий асортимент прискорювачів на високі, середні і малі енергії для промислових і прикладних цілей [9].

Основним фактором, що визначає ефективність процесу радіаційної прищеплювальної полімеризації, є доза опромінення, зі збільшенням якої вміст активних центрів, що ініціюють щеплення, підвищується. Проте, параметри самої полімерної матриці (природа полімеру, товщина та ін.), а також параметри реакції прищеплювальної полімеризації (природа мономера, склад реакційного розчину, температура і час реакції) дозволяють зменшувати дозу опромінення, контролювати процес полімеризації і отримувати прищеплений матеріал з бажаними властивостями.

Серед переваг радіаційної прищеплювальної полімеризації можна відзначити наступні: - сучасний метод отримання нових полімерних матеріалів шляхом модифікації промислових волокон, нетканих матеріалів, плівок, гранул, готових виробів; - можливість модифікації як великих за площею зразків, так і локальних ділянок; - «зелені технології» (мінімум реагентів), отримання сополімерів високої чистоти; - простота і контрольованість процесу, а також можливість регулювання ступеня модифікації шляхом зміни інтенсивності опромінення і умов проведення процесу щеплення.

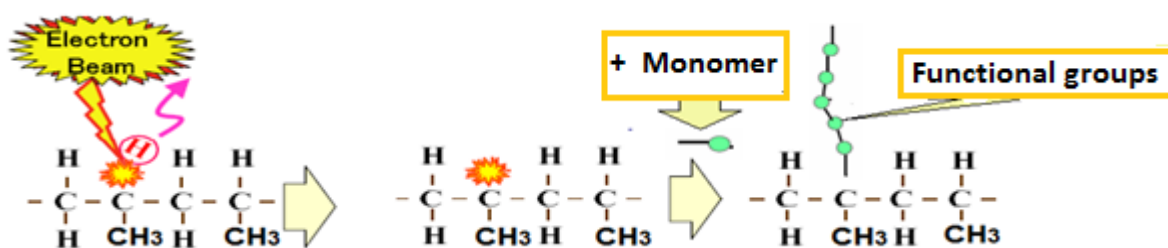


Рис. 1. Принципова схема радіаційно-прищеплювальної полімеризації вінілових мономерів на поліпропілен

Отримання сорбційних матеріалів з різноманітними функціональними групами на основі полімерних волокон, нетканих матеріалів і полімерних плівок є пріоритетним напрямком використання реакції радіаційної прищеплювальної полімеризації. В Інституті геохімії навколишнього середовища НАН України спільно з Лабораторією електронних прискорювачів Еунгнамського університету (Півд. Корея) були синтезовані сорбційно-активні поліпропіленові волокна з різними функціональними групами (карбокисильними, сульфо-, аміногрупами та ін.) [10-16].

В якості полімерної основи для проведення радіаційно-індукованої прищеплювальної полімеризації були взяті поліпропіленові волокна і нетканий матеріал з поліпропіленових волокон. Для ініціації прищеплювальної полімеризації волокна опромінювали потоком

прискорених електронів з енергією 0.7 MeV на прискорювачі конвеєрного типу ЕЛВ-05 на повітрі. Метою досліджень було визначення оптимальних умов синтезу сорбційно-активного матеріалу.

Були синтезовані поліпропіленові волокна з карбоксильними групами шляхом щеплення акрилової кислоти (АК) з водних розчинів. Було визначено вплив експериментальних параметрів – поглиненої дози, тривалості реакції, температури і концентрації інгібітору на процес прищепної полімеризації. Було встановлено, що процес щеплення АК істотно сповільнюється унаслідок гомополімеризації АК в розчині. Проте додавання інгібітору в реакційний розчин (сіль Морю) дозволило набути максимального значення ступеня щеплення (580%), яке у 6 разів перевищувало значення без використання інгібітору.

Круг вінілових мономерів з функціональними групами, які використовуються в радіаційно-хімічних технологіях, невеликий. Щеплення мономера-прекурсора з подальшим проведенням полімер-аналогічних реакцій або сополімеризація декількох мономерів з різними функціональними групами розширює можливості синтезу функціональних полімерних матеріалів.

Для практичних цілей надзвичайно цікавим є синтез сорбційно-активних полімерних волокон з сульфогрупами (аналог полімерним смолам КУ-2). Було розроблено 3 схеми синтезу і проведені експерименти з метою визначення найбільш оптимальною з них. У першій схемі поліпропіленові волокна з сульфогрупами отримали в результаті одностадійного синтезу – радіаційна прищепна полімеризація двох мономерів - акрилової кислоти і стіролсульфонату натрію. У другій схемі був використаний двохстадійний синтез – радіаційна прищепна полімеризація стиролу з подальшим сульфуванням прищеплених ланцюгів полістиролу в розчині хлорсульфонової кислоти. Третя схема також включала дві стадії – радіаційна прищепна полімеризація гліцидилметакрилату з подальшим сульфуванням прищеплених ланцюгів в розчині гідросульфату натрію. Остання схема, на нашу думку, має ряд переваг перед іншими, оскільки процес прищепної полімеризації був добре контрольований, а для реакції сульфування були використані недорогі і безпечні реагенти. В результаті були отримані сорбційно-активні волокна з високою щільністю і точною локалізацією функціональних сульфогруп.

Широкі можливості для здобуття волокнистих сорбентів відкриває прищепна полімеризація гліцидилметакрилату (ГМА). Цей мономер містить епоксидний цикл, якій легко розкривається під дією кислот, спиртів і амінів, що дозволяє синтезувати полімерні волокна з широким спектром іонообмінних і хелатуючих груп [8]. Нами були детально досліджені особливості реакції амінування ланцюгів полі-ГМА, прищеплених на поліпропіленові волокна, з діетилентриаміном (ДЕТА) [15]. Синтезовані волокна з ДЕТА групами продемонстрували високу сорбційну здатність по відношенню до іонів кобальту і міді, при цьому адсорбція іонів міді була в 3 рази вище, ніж іонів кобальту [16]. Синтезовані волокна показали також ефективність при адсорбції іонів Ni, Cd, U, Pb, що дозволяє рекомендувати їх в якості сорбційних матеріалів для очищення забруднених природних вод і промислових розчинів від іонів важких металів.

У зв'язку з тим, що на Україні гостро стоїть питання відносно очищення технологічних розчинів, ґрунтів, підземних і поверхневих вод, забруднених радіонуклідами в результаті Чорнобильської катастрофи і роботи ядерно-енергетичного комплексу, особливої актуальності набуває розробка нових високоефективних сорбентів з використанням сучасних матеріалів і передових методів синтезу. Для успішного промислового впровадження вони повинні мати такі характеристики як селективність, висока чутливість, невисока вартість, здатність забезпечити очищення великих об'ємів забруднених вод.

Жоден з двох основних класів сорбентів – органічних (або полімерних) і неорганічних - не має набор необхідних властивостей. Так, полімерні сорбенти характеризуються високими ємкісними і кінетичними параметрами, але показують низьку селективність. Неорганічні сорбенти мають хороші селективні властивості, але вони досить дороги, зазвичай синтезуються у вигляді високодисперсної фази, яка в динамічних режимах сорбції швидко агломерується і втрачає свої сорбційні властивості.

Останні досягнення нанотехнології дозволяють вирішити цю проблему шляхом синтезу композитних сорбентів, в яких нанорозмірна сорбційно- активна неорганічна фаза інкорпорована у/на вміщуючу тверду підкладку.

Волокнисті полімери з функціональними групами є перспективними твердими підкладками для синтезу композитних сорбентів з неорганічними наночастками [17]. Функціональні групи, закріплені по всій довжині волокнистої полімерної матриці, служать центрами формування неорганічної фази. Підбираючи природу функціональних груп, щільність розміщення їх по поверхні полімерної матриці, можна створювати умови для формування неорганічних наночасток, а також контролювати їх фізико-хімічні властивості.

Високодисперсні неорганічні частки в синтезованих таким чином композитних сорбентах хімічно закріплені на поверхні полімерної матриці (через функціональні групи) і не схильні до агломерації, що дозволяє багато разів використовувати волокнистий композитний сорбент як в статичному, так і динамічному режимах сорбції. Синтезовані композитні волокна об'єднують унікальні властивості нанорозмірних неорганічних часток (селективність, висока швидкість хімічних реакцій) і технологічні властивості волокнистих полімерів (висока питома поверхня волокнистої структури, низький опір фільтруючого шару).

Запропонована двохстадійна стратегія синтезу композитних волокон (радіаційно-хімічна модифікація полімерних волокон з подальшим *in situ* формуванням неорганічної фази усередині прищеплених ланцюгів) дозволила синтезувати композитні сорбенти для селективного вилучення радіонуклідів (Cs, Sr, U) з мультикомпонентних розчинів [17-21].

#### Література

1. Зверев М.П. Хемосорбционные волокна М.: Химия, 1981. - 191 с.
2. Дружинина Т.В., Назарьина Л.А., Кардаш К.В. Сорбционно-активные модифицированные химические волокна // Хим. волокна. - 2000. -32, №6. - С. 18-21.
3. Мясоедова Г.В., Никашина В.А., Молочникова Н.П., Лилеева Л.В. Свойства новых типов волокнистых сорбентов с амидоксимными и гидразиновыми группами // Ж. аналит. химии. - 2000.- 55, №6. - С. 611–615.
4. Солдатов В.С., Шункевич А.А., В.В. Марцинкевич В.В. Сравнительные исследования процесса умягчения воды гранульными и волокнистыми ионитами // Ж. прикл. химии.- 2001.- 74, N 9.- С. 1477-1480
5. Seko N., Tamada M., Yoshii F. Current status of adsorbent for metal ions with radiation grafting and crosslinking techniques // Nucl. Inst. Meth. Phys. Res. – 2005. – 236 B, N 1. – P. 21-29.
6. Иванов В.С. Радиационная химия полимеров. - Л.: Химия, 1988. - 151 с.
7. Bhattacharya A., Misra B.N. Grafting: a versatile means to modify polymers. Techniques, factors and applications// Prog. Polym. Sci. – 2004. – 29, N 8. – P. 767–814.
8. Nasef M.M., Güven O. Radiation-grafted copolymers for separation and purification purposes: Status, challenges and future directions // Prog. Polym. Sci. – 2012. – 37, N 12. – P. 1597-1656.
9. Алимов А.С. Практическое применение электронных ускорителей. М.: НИИЯФ МГУ, 2011. 41 с.
10. Bondar Yu.V., Kim, H.J., Yoon S. H., Lim Y. J. Synthesis of cation -exchange adsorbent for anchoring metal ions by modification of poly(glycidyl methacrylate) chains grafted onto polypropylene fabric // React. Funct. Polymers 2004.- 58. – P.43-51.

11. Lee S.W., Bondar Yu.V., Han D.H. Synthesis of a cation-exchange fabric with sulfonate groups by radiation-induced graft copolymerization from binary monomer mixtures // *React. Functional. Polymers* - 2008. - 68, N2. - P.474–482.
12. Cho H.K., Bondar Iu., Han D.H., Kwon Y.K. Proton exchange membranes prepared by radiation-induced graft copolymerization from binary monomer mixtures onto poly(tetrafluoroethylene-co-hexafluoropropylene) film // *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res.* 2010. - B 268.- P.1588–1593.
13. Cho H.K., Park J.S., Han D.H., Bondar Iu. Radiation-chemical synthesis of polypropylene fabrics with sulfonic acid functional groups. *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res.* - 2011.- B 269. – P. 636-641.
14. Бондарь Ю.В., Хан Д.Х. Оптимизация условий радиационно-химического синтеза полипропиленовых волокон с карбоксильными группами // *Доп. НАН України* – 2012. – № 9. – С.111-117.
15. Бондарь Ю.В., Хан Д.Х. Особенности реакции аминирования цепей полиглицидилметакрилата, привитых на полипропиленовые волокна // *Ж. прикладной химии* — 2012. — Т. 85, № 2. — С. 283—287.
16. Бондарь Ю.В., Плющай И.В. Радиационно-химический синтез аминоксодержащего адсорбента на основе нетканых полипропиленовых волокон // *Доп. НАН України*. — 2011. — № 12. — С.105—110.
17. Bondar Yu.V., Kuzenko S.V., Han D.H., Cho H.K. Development of novel nanocomposite adsorbent based on potassium nickel hexacyanoferrate-loaded polypropylene fabric // *Nanoscale Research Letters* 2014. 9:180.
18. Бондар Ю.В., Кузенко С.В. Синтез волокнистого полипропиленового адсорбента с закрепленными на поверхности наночастицами гидратированного оксида железа // *Химия, физика и технология поверхности* - 2013, N1. - С.14-20.
19. Бондарь Ю. В., Кузенко С. В. Синтез волокнистого композитного адсорбента для селективного удаления цезия из загрязненных вод // *Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища*. Вып. 24. - Київ. - 2014.- С.85-90.
20. Бондарь Ю.В., Кузенко С.В. Адсорбция стронция на композитные волокна с осажденным слоем ферригидрита // *Ядерна енергетика та довілля*. 2015. - № 2 (6). - С.14-20.
21. Бондарь Ю.В., Коромысличенко Т.И. Композитный адсорбент на основе полипропиленовых волокон с осажденным слоем ферроцианида калия-никеля для концентрирования <sup>137</sup>Cs из загрязненных вод // *Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища*. Вып. 25.- Київ. -. 2016.- С. 56-63

## ФОТОКАТАЛІТИЧНА ОЧИСТКА СТИЧНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ НАНОКОМПОЗИТИВ $\text{TiO}_2/\text{C}$ ТА $\text{TiO}_2/\text{C}/\text{S}$ ЯК ФОТОКАТАЛІЗАТОРА

*М.В. Бондаренко<sup>1</sup> (аспірант), Т.А. Халявка<sup>1</sup> (науковий керівник),  
И.С. Петрик<sup>2</sup>, Н.Д. Щербань<sup>3</sup>*

<sup>1</sup>*Институт сорбции и проблем эндоэкологии НАН Украины,  
ул. Генерала Наумова, 13, г. Киев, 03164 bondarenko\_taryna@ukr.net*

<sup>2</sup>*Институт химии поверхности им. А.А. Чуйко НАН Украины,  
ул. Генерала Наумова, 17, г. Киев, 03164*

<sup>3</sup>*Институт фізичної хімії імені Л.В. Писаржевського НАН України,  
Проспект Науки, 31, м. Київ, 03028*

На сьогоднішній день гостро постають проблеми очищення стічних вод, зокрема від барвників, які не лише забруднюють воду, але і блокують світло, утруднюючи тим самим процес фотосинтезу у рослин. Найбільш поширені технології їх вилучення не забезпечують необхідної ефективності очищення води для її повторного використання, призводять до утворення і накопичення токсичних шламів. Існуючі на сьогодні технології дезактивації стоків характеризуються високою енергоємністю, складністю, недостатньою ефективністю. Інші відомі методи дезактивації таких стоків недостатньо ефективні, тому питання створення високоефективних, економічно вигідних технологій очистки води є актуальною проблемою сьогодення.

Так, відомими методами є сорбційні, але при їх використанні постає проблема утилізації сорбентів з сорбованими небезпечними сполуками. Не менш поширеними вважаються електрохімічні способи, але їх використання вимагає великих затрат електроенергії. Не вирішеним залишається питання утилізації регенераційних розчинів, що утворюються при застосуванні іонообмінних технологій, які дозволяють створювати замкнені системи водокористування у виробництвах.

Серед усіх методів очистки водних стоків особливе місце займають фотокаталітичні, менш затратні по енергії та такі, що призводять до повної мінералізації токсинів. Найбільш відомим фотокаталізатором є діоксид титану ( $\text{TiO}_2$ ), завдяки своїй хімічній інертності, фотоактивності та нетоксичності, але з таким недоліком як відсутність фотокаталітичної активності при опроміненні видимим світлом. Таким чином, інтерес дослідників прикутий до синтезу діоксиду титану з різноманітними добавками, які б сенсibilізували його до видимого світла, тим самим розширили його фотокаталітичні можливості.

Метою нашої роботи було отримання нанорозмірних композитів на основі діоксиду титану з добавками вуглецю та сірки з підвищеною сорбційною та фотокаталітичною активністю при УФ та видимому опроміненні. Об'єктом дослідження фотоактивності отриманих матеріалів було обрано барвник Сафранін Т, як модель забрудника водних стоків текстильних виробництв, виробництв фарб, тощо. Опромінення водних розчинів барвника у присутності та відсутності фотокаталізаторів проводили з використанням ультрафіолетової лампи БУВ-30 та і високо інтенсивну натрієву розрядну лампу GE Lucalox (Угорщина) потужністю 70 Вт. Зміну концентрації барвника у розчині фіксували спектрофотометрично.

Таблиця. Фотокаталітична активність нанокompatитів TiO<sub>2</sub>/C та TiO<sub>2</sub>/C/S у реакції деструкції Сафраніна Г

Зразки	Константа швидкості фотореакції (*10 <sup>4</sup> , с <sup>-1</sup> )	
	УФ-опромінення	Видиме опромінення
—	0.2	—
TiO <sub>2</sub>	2.9	—
1C2/TiO <sub>2</sub>	3.7	0.9
2C2/TiO <sub>2</sub>	5.8	1.1
3C2/TiO <sub>2</sub>	4.5	0.8
4C2/TiO <sub>2</sub>	2.8	0.8
1S/C/TiO <sub>2</sub>	2.09	0.59
2S/C/TiO <sub>2</sub>	4.04	0.41
3S/C/TiO <sub>2</sub>	2.41	0.63
4S/C/TiO <sub>2</sub>	3.41	0.50

При опроміненні водних розчинів барвника УФ та видимим світлом у відсутності фотокаталізатора не спостерігалось значних змін концентрації. При додаванні у розчин фотокаталізатора спостерігалось зменшення концентрації барвника. Швидкість процесу залежала від складу та структури каталізатора.

Експериментально було встановлено, що підвищену фотокаталітичну активність виявили композитні матеріали у порівнянні з чистим діоксидом титану (таблиця).

Фотокаталітична активність отриманих зразків протягом п'яти циклів використання зменшується на 10-15 %, зниження може бути пов'язано з втратами фотокаталізатора під час експерименту, а також з блокуванням активних центрів продуктами реакції.

Таким чином, отримані нами нанокompatитні матеріали на основі діоксиду титану та добавок вуглецю і сірки, можуть виявитися перспективними фотокаталізаторами для очистки водних стоків від барвників.

## ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ІНТЕРКАЛЬОВАНИМ МОНТМОРИЛОНИТОМ

*Борисовець В.Б., Фросин В.С., Пилипенко І.В.*

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського", Україна, м. Київ, [vborisovets01@gmail.com](mailto:vborisovets01@gmail.com)

Вирішення багатьох проблем при очищенні забруднених стічних і поверхневих вод залишається актуальним завданням сучасної екології та матеріалознавства. Гостро постає завдання вилучення важких металів та радіонуклідів з водних середовищ різного складу при їх незначних концентраціях. Так, для вирішення цієї проблеми широко застосовуються різноманітні сорбційні методи, які дозволяють селективно вилучати неорганічні токсиканти до безпечних концентрацій. Окрім поширених сорбційних матеріалів на основі неорганічних сполук цирконію, титану, олова виділяють також природні алюмосилікати каркасної будови – цеоліти та шаруватої будови – глинисті мінерали. Останні мають досить високі катіонообмінні властивості, особливо представники групи смектитів, наприклад, монтморилоніт. Проте використання його у сорбційних технологіях стримується важкістю його відділення від розчину, що пов'язано, перш за все, з колоїдним розміром частинок мінералу та низькими

аніонообмінними властивостями. Для покращення сорбційних властивостей вже тривалий час застосовують додаткові методи модифікування поверхні глинистих мінералів, серед яких можна виділити модифікування за допомогою інтеркаляції полігідроксокомплексів перехідних металів, катіонних ПАР, водорозчинних полімерів різної будови та інші.

Інтеркаляція монтморилоніту полігідроксокомплексами металів дозволяє отримувати матеріали, які мають значно кращі аніонообмінні властивості, ніж вихідний мінерал та вищу питому поверхню (до 300-400 м<sup>2</sup>/г). Класичним методом отримання інтеркальованих глинистих мінералів є заміщення обмінних катіонів в міжпакетному просторі мінералу на полігідроксокомплекси відповідних металів ( $[Al_{13}O_{14}(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$ ,  $[Zr_4(OH)_{14}(H_2O)_{10}]^{2+}$  тощо) при контакті суспензій мінералу з розчинами металів, подальшим відділенням осаду, промиванням та термічною обробкою.

Нами запропоновано альтернативний метод отримання інтеркальованого монтморилоніту через термічний розклад наночастинок оксалатів відповідних металів в міжпакетному просторі монтморилоніту. Для синтезу зразків було використано наступну методику. До 1 % суспензії Na-форми монтморилоніту додавали відповідний розчин сульфату заліза II та перемішували на магнітній мішалці протягом 2 годин. До отриманої суспензії додавали розрахований об'єм 1 М розчину оксалату натрію та перемішували протягом 1 години. Отриманий осад відділяли центрифугуванням, промивали дистильованою водою, висушували при 105°C та витримували при 300°C протягом 2 годин для завершення реакцій розкладу оксалату заліза.

Показано, що отримані зразки мають значно кращі сорбційні властивості з величиною сорбційної ємності до 70 мкмоль/г, що в 12 разів більше, ніж у вихідного монтморилоніту (5,7 мкмоль/г). Встановлено, що величина сорбції зменшується при збільшенні рН розчину, що характерно для вилучення аніонів.

Доведено, що зростання величини сорбційної ємності збільшується тільки до вмісту заліза 17 % в зразку, а подальше збільшення його вмісту не впливає на величину сорбційної ємності.

#### Література

1. Dhal J. P., Mishra B. G., Hota G. Ferrous oxalate, maghemite and hematite nanorods as efficient adsorbents for decontamination of Congo red dye from aqueous system // International Journal of Environmental Science and Technology. – 2015. – Т. 12. – №. 6. – С. 1845-1856.

## МАГНІТНА МОДИФІКАЦІЯ СОРБЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ З МЕТОЮ ПОКРАЩЕННЯ ЇХ ЕКСПЛУАТАЦІЙНИХ ХАРАКТЕРИСТИК

Вальтер К.А., Донцова Т.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», 34/4, проспект Перемоги, Київ, 03056, Україна, dontsova@xtf.kpi.ua

Питання охорони навколишнього середовища є вкрай важливим і, згідно українського законодавства, відноситься до пріоритетних напрямків розвитку країни. У зв'язку з цим, розробка нових адсорбційних матеріалів, які володіють високою сорбційною ємністю до широкого або вузького кола поллютантів, здатністю до регенерації та характеризуються швидким відділенням їх після процесу сорбції є актуальним направленням в технології водоочищення, що дозволить значно покращити їх експлуатаційні характеристики.

Відомо, що ефективний адсорбент повинен складатися зі стабільної та нерозчинної пористої матриці та з відповідних активних груп, які взаємодіють з цільовими поллютантами. Такою пористою матрицею можуть виступати будь-які матеріали з розвиненою поверхнею, такі як активований вуглець, глинисті мінерали, неорганічні сорбційні матеріали на основі оксидів цирконію, алюмінію, титану тощо. Вибір цих матеріалів як матриці обумовлено декількома перевагами: висока питома площа поверхні, стабільність та власний сорбційний потенціал. Серед перелічених, на наш погляд, найбільшої уваги заслуговують неорганічні сорбційні матеріали на основі оксидів цирконію та титану через можливість створювати на їх основі матриці із заданими структурно-сорбційними характеристиками [1,2]. Матриці на їх основі будуть не тільки стабільними та нерозчинними, але і мати на розвиненій поверхні активні групи, здатні до взаємодії з поллютантами різної природи.

При вирішенні питання відділення сорбентів, що базуються на оксидах цирконію або титану, після процесу сорбції слід пам'ятати, що дані порошки є високодисперсними, а, отже, виникає складність вилучення відпрацьованих сорбентів на їх основі з водного середовища. З метою інтенсифікації їх видалення пропонується створення на їх основі магнітокерованих сорбентів простим та дешевим способом шляхом модифікацією оксидів цирконію та титану магнетитом [3]. Основною перевагою таких сорбентів буде здатність до очищення великих об'ємів стічних вод за дуже короткі інтервали часу без вторинного забруднення водного середовища, а магнітна сепарація буде забезпечувати бажану ступінь майже миттєвого відділення частинок [4-5]. Окрім цього, за допомогою модифікування магнетитом металоксидних сорбентів можливо додаткове регулювання фізичних, хімічних та магнітних властивостей, що буде сприяти розвитку адсорбційних технологій і генеруванню більш ефективних підходів відновлення водних систем порівняно з традиційними методами.

Отже, очікується, що магнітна модифікація сорбційних матеріалів на основі оксидів цирконію та титану дозволить покращити їх експлуатаційні характеристики в цілому.

1. Fedenko Yu.M., Dontsova T.A., Astrelin I.M. Physicochemical and sorptive properties of nanocomposites based on zirconium(IV) oxide, *Chemistry and Chemical Technology*, 2014, №1, 51-55.
2. Dontsova T.A., Ivanenko I., Astrelin I. Synthesis and characterization of titanium (IV) oxide from various precursors, *Springer Proceedings in Physics*, 2015, 167, 275-293.
3. Макаручук О. В. Спосіб синтезу магнітокерованого сорбенту на мінеральній основі. Патент України 98825 на корисну модель : МПКВ01J20/02, C01G49/08. / О. В. Макаручук, Т. А. Донцова, В. В. Співак // Заявник і патентовласник Нац. Техн. Ун-т України «КПІ». – У 201412241; Заявл. 13.11.2014; Опубл. 12.05.2015, Бюл. № 9. – 4 с.
4. Makarchuk, O., Dontsova, T. Removal of polyphosphates from wastewater by magnetic composite mineral sorbents, *European Chemical Bulletin*, 2016, 5(12), 515-523.
5. Makarchuk, O. V., Dontsova, T. A., Astrelin, I. M. Magnetic Nanocomposites as Efficient Sorption Materials for Removing Dyes from Aqueous Solutions, *Nanoscale Research Letters*, 2016, 11(161), p. 7.



## ВОДА ЯК ОБ'ЄКТ ДОСЛІДЖЕННЯ

Василенко С.Л., Кашиур А.Д.

КП «Харківводоканал», Україна, Харків, [texvater@rambler.ru](mailto:texvater@rambler.ru)

За довгі роки господарської діяльності системи ЖКГ сформували у нас звичку ставитися до води як об'єкту побутового призначення. Якщо розглядати водопостачання, то зазвичай в сенсі "питної води". Нічого поганого в цьому немає. Але людині властиво намагатися більш глибоко вникати в суть тих речей, з якими вона живе в постійному контакті та співіснуванні. Вода в нашому уявленні це не просто продукт споживання, але й прародитель життя в цілому, що визначатиме науковий підхід до розкриття її різноманітних загадкових властивостей [1].

**Вода: така різна.** «Чиста і здорова вода» ... Не так просто визначити сутність цих слів. Вчені характеризують її будову як речовини, хімічний та біологічний склад, а останнім часом цікавляться енергетично-інформаційним станом води. Цей стан води часто розуміють, як можливість мати свою "пам'ять", здатність впливати на природу і людину, чинити опір антропогенному впливу.

Наші дослідження пов'язані з системами промислової переробки води, де інженерія і людське здоров'я взаємообумовлені. Де способи водопостачання та водовідведення формують і ставлення людини до води: штучної, що подається в наші квартири, і природної, яка існує "сама по собі".

Однак вода, як "сама по собі", практично закінчилася, і тепер все природні води знаходяться під сильним індустріально-антропогенним впливом.

Звично говорити про *очищення води*, коли вона вже забруднена. Але під час її відбору з природних об'єктів в наші міські системи, більш коректно вести мову про *водопідготовку*, що прижилося в мові фахівців з водного господарства.

Наші методи водопідготовки занадто жорсткі, грубі і примітивні (хлорування і озонування, опромінення, знесолення, кип'ятіння), і для "живої" води непомірно насильницькі. Все інше існує поки тільки в програмах дослідників.

Ми впевнені, що в недалекому майбутньому людина навчиться докорінно по-іншому ставитися до води, поводитися з нею як з живим об'єктом. Сама вода, на нашу думку, знаходиться в деякому прикордонному стані між живим і неживим, а тому досліджувати її треба не тільки з боку будови і складу, але і з боку рефлексії в природі, поведінки в різних ситуаціях.

Нам не байдуже, як вона відчуває себе поруч з нами, як реагує на наші вчинки і дії. В річці у воді одне життя, в хмарі – інше, у міській водопровідній мережі – третя, в нашому організмі – четверта ... Тобто її власне життя різноманітно в залежності від середовища і функцій, які вона виконує в природі.

**Економіка.** В системі «людина - питна вода» гостро стоять питання: знайти відповідні методи дослідження "живої води", поставити завдання "економіки води" і екологічної безпеки.

Говорити про економіку води – значить вважати її об'єктом економічних досліджень, а це витрати на її видобуток, очищення, подачу і переробку після використання. Сьогодні гостро стоїть питання вартості (тарифу) її споживання ... Принципово важливо тут є те, що "різна вода" означає "різні тарифи", а не єдиний. В економічному сенсі важливо поділяти воду на технічну і питну категорії, оскільки в водопровідно-каналізаційному господарстві (ВКГ) вона у нас як би "в загальному казані". Ми подаємо її як питну, хоча на ці цілі із загального обсягу подачі (разом з втратами) для харчових і питних потреб навряд чи витрачаємо більше 10 %.

Це теж має стати предметом економічних розрахунків і оцінок. Оскільки витрати на питне водопостачання значно вище, ніж на технічне. Можливо, економічно вигідно розділити ці системи. Зокрема, якщо в мікрорайонах поставити сучасні блоки доочищення, то це і буде першим реальним кроком до розділення питного і технічного водопостачання.

**Екологія.** Інший аспект – екологічна безпека водопостачання [2]. Поки він розуміється в ВКГ як цільове завдання щодо захисту здоров'я людини від згубного впливу неякісної води. Але треба думати і про первоприроду цього явища – антропогенне забруднення природних вод. Цілком правомірно вивчати питання (і це давно робиться), як захистити саму воду від людини. І тут знову трійця-тріада: біологічний, інженерний та економічний захист, із спрямуванням грошей на природоохоронні заходи.

Поширений вектор – *вода для людини* – не пріоритет.

З цим вектором на рівних повинна виступати інша установка – *людина для води*.

Не менш важливе доповнення до цієї трійці, а може і головне, – державна і відомчі політики захисту вод.

**Замість висновку.** Сьогоднішній грубий примітивізм у ставленні до води вже не в віддалених перспективах. Його терміново необхідно міняти. Якість, бережливість, розважливність, чутливість і відповідальність за воду як живий організм зобов'язані стати нашою нормою, якщо хочете, модою в ставленні до води.

У суспільстві має прийти розуміння, що вода не просто служить нам, але буквально виживає в системі «людина – машини», в водопровідно-каналізаційних мережах, навіть в нашому організмі.

Завдання вчених – допомогти сформувати правильну громадську думку.

Таке розуміння не просто перший крок до кращих взаємовідносин з водою, а саме, вирішальний крок, зробивши який ми наблизимся не тільки до розгадки феномена води, але і до нашого сталого благополуччя на Землі.

Справа за малим – зробити цей крок...

#### **Література:**

1. Гончарук В.В. Наука о воде. – К.: Наукова думка, 2010. – 511 с.
2. Василенко С.Л. Экологическая безопасность водоснабжения. – Х.: Райдер, 2006. – 320 с.

## **КОМПЛЕКСНИЙ ЗАХИСТ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У ЗОНАХ РОЗМІЩЕННЯ НАФТОПЕРЕРОБНИХ ЗАВОДІВ**

*Вдовенко С.В. (ГП, к.т.н.)*

*ТОВ «Укргазпромбуд», Україна, м.Київ, vdovenko1@gmail.com*

Практика експлуатації НПЗ показала, що тільки введення біохімічного очищення стоків першої та другої систем каналізації заводу дозволяє повністю використовувати очищені стоки першої системи каналізації у системі виробничого водопостачання НПЗ та скидати очищені стоки другої системи до водних об'єктів, не наносячи шкоди їхнім флорі та фауні.

На сьогоднішній день на багатьох НПЗ здійснюють скиди умовно очищених промислових стоків у ставки-випаровувачі, які є складовою частиною очисних споруд та розраховані на випаровування частково очищених мінералізованих промстоків. Не дивлячись на те, що причини виникнення аварійних ситуацій на ставках-випаровувачах практично відсутні, проте існує ймовірність потрапляння до них стічних вод НПЗ без належного очищення або пошкодження протифільтраційної дамби при збільшенні об'єму

стоків. Це призводить до забруднення ґрунтових вод солями та продуктами нафтоперероблення у результаті техногенної інфільтрації води зі ставка-випаровувача.

У багатьох випадках скиди умовно очищених промислових стоків здійснюються у поверхневі водні об'єкти рибогосподарського призначення. Проте при цьому не враховують вплив фільтраційних потоків ґрунтових вод, що також розвантажуються у природні поверхневі водні об'єкти та інколи є основним джерелом надходження забруднювальних речовин. Головною причиною цього є просочування до ґрунту нафтопродуктів через нещільності резервуарних парків, а також промислових стічних вод через морально і фізично застаріли каналізаційні мережі та елементи очисних споруд НПЗ.

На рис. представляють схему водоспоживання та водовідведення НПЗ, що дозволяє реалізувати спосіб комплексного захисту водних об'єктів від забруднення продуктами нафтоперероблення у зонах розміщення НПЗ.

Промислові стічні води відводять з заводу двома основним системам каналізації стоків. В першу систему К-3 збирають малотоксичні нафтовмісні стоки від виробничих об'єктів НПЗ поз.1, а також забруднені нафтопродуктами атмосферні опади та відкачану за допомогою дрена поз.2 і свердловин поз.3 забруднену прісну ґрунтову воду.

До другої система каналізації К-13 спрямовують забруднені засолені ґрунтові води та промислові стічні води, що містять у значних концентраціях солі, мінеральні та органічні кислоти, сірчисті сполуки, феноли та емульсії.

Господарсько-побутові стоки К-1 збирають від адміністративно-побутових приміщень НПЗ, їдалень тощо.

На ділянках з високим коефіцієнтом фільтрації ґрунту та глибиною залягання ґрунтових вод до трьох метрів поперек напрямку їхнього руху закладають перехоплюючі дрени поз.2. Уловлені обводнені нафтопродукти та ґрунтові води самопливно стікають до приймальних колодязів, звідки після відсоювання занурюваними насосами нафтопродукти НУ відкачують на блок розділення уловлених нафтопродуктів поз.4, а ґрунтові води залежно від вмісту солей відкачують на блоки механічного очищення першої К-3 та другої К-13 систем каналізації відповідно. На ділянках, де глибина залягання ґрунтових вод перевищує три метри закладають експлуатаційні свердловини поз.3 для перехоплення і відкачування обводнених нафтопродуктів, ґрунтових вод з метою їхнього подальшого очищення та перешкоджають їхньому рухові до зон розвантаження у водний об'єкт поз.5.

Промислові стоки першої К-3 та другої К-13 систем каналізації спочатку очищують на блоках механічного поз.6/1, 6/2 та фізико-хімічного поз.7/1, 7/2 очищення, а потім спрямовують на блоки біохімічного очищення поз.8/1, 8/2, до яких входять камери змішування, аеротенки та мембранні біологічні реактори (МБР). У камерах змішування стічні води усереднюють та перемішують з біогенними добавками за рахунок барботажу стисненого повітря. Для зменшення видатку біогенних добавок до промислових стоків першої К-3 та другої К-13 систем каналізації додають у різних пропорціях господарсько-побутові стоки К-1, які проходять попереднє очищення від механічних домішок на блоці механічного очищення поз.6.3. Господарсько-побутові стоки мають значну кількість фосфоровмісних та азотовмісних забруднювальних речовин та забезпечують мінімальне співвідношення біогенних елементів  $BSC_{пов.} : азот : фосфор = 100 : 5 : 1$  у суміші з промстоками. Із камер змішування стоки з температурою до  $35^{\circ}C$  спрямовують до аеротенків, де мікроорганізми знешкоджують забруднювальні речовини шляхом окиснення киснем, що надходить під тиском з потоком відпрацьованого технічного повітря азотних станцій НПЗ з вмістом кисню не менше 30-32%. Цим досягають максимальної аерації стічних вод, використовуючи вторинні енергетичні ресурси НПЗ. Частково очищені стоки після аеротенків спрямовують до камер із зануреними МБР де проводять фільтрування під дією вакууму, що створюють на внутрішній поверхні мембранних волокон

самовсмоктуючими насосами фільтрування. При цьому суміш стічних вод та активного мулу фільтрують через поверхню мембран ззовні в середину. Очищену воду спрямовують по напірним трубопроводами на знезараження, а активний мул залишають у мембранному резервуарі і підтримують у завислому стані за допомогою системи аерації, вбудованої в мембранний модуль. Цим досягають підвищення концентрації активного мулу в МБР до 10-20 г/л, що дає можливість очищати висококонцентровані стічні води з вмістом забруднювальних речовин по ХСК до 4-5 г/л. Ефективність очищення стоків на МБР дуже висока, тому безпосередньо після них очищену воду першої системи К-3 знезаражують ультрафіолетовими лампами на блоці поз. 9/1 та спрямовують потік КО-3 на підживлення блоків обігового водопостачання поз.10 і для потреб виробничих об'єктів НПЗ поз.1, мінімізуючи споживання свіжої води В-1 із зовнішніх джерел.

Стоки другої системи каналізації К-13 із-за великого вмісту мінеральних солей не використовують у обігових системах водопостачання НПЗ, а після блоку біохімічного очищення поз.8.2 та знезараження поз.9.2 спускають до водних об'єктів, де вміст забруднювальних продуктів нафтоперероблення обмежують ГДК. У тому випадку, якщо біохімічно очищені стоки після МБР не відповідають по якості нормам «Правила охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» передбачають їхнє доочищення на блоці поз.8/21, де поєднують процеси каталітичного доокиснення забруднювальних речовин та поглинання їхніх слідів гранульованим активованим вугіллям. Тому після очищення на МБР у потік стічних вод другої системи К-13 дозують у статичному змішувачі пероксид водню та рідкий каталізатор, щоб окиснити сліди ХСК, сульфідів і фенолів до нейтральних речовин без утворення небезпечних проміжних продуктів реакції. Для створення найкращих умов каталітичної деструкції забруднювальних речовин у стічних водах регулюють базисну кислотність додаванням розчину гідроксиду натрію. Каталітична деструкція забруднювальних речовин перебігає безпосередньо у резервуарі, де стічні води утримують та ретельно перемішують упродовж однієї години. Для фінального доочищення передбачають фільтрування через гранульоване активоване вугілля, що поглинає сліди найбільш хімічно стійких продуктів нафтоперероблення та проміжних продуктів метаболізму мікроорганізмів. Очищену воду спрямовують на ультрафіолетове знезараження до блоку поз.9/2, а потім потік КО-13 спускають до об'єкта рибогосподарського призначення поз.5.

Балансову кількість господарсько-побутових стоків К-1 НПЗ разом з міськими стоками К-1/1 після блоку механічного очищення поз.6/3 спрямовують на очищення до аеротенків та МБР блоку біохімічного очищення поз.8/3, знезаражують ультрафіолетовим опроміненням на блоці 9/3 та використовують для іригації зелених насаджень або скидають потік КО-1 до водного об'єкта рибогосподарського призначення поз.5.

У разі виникнення нештатних аварійних ситуацій на очисних спорудах стічні води тимчасово спрямовують до залізобетонних аварійних амбарів поз.11, загальним об'ємом до 20 тис м<sup>3</sup>, а потім повторно очищують на спорудах другої системи каналізації.

Перехоплені нафтопродукти НУ з дрен поз.2, експлуатаційних свердловин поз.3 та блоків механічного очищення поз. 6/1, 6/2 очисних споруд системою трубопроводів та насосних спрямовують до резервуарів блоку розділення уловленого нафтопродукту поз.4, де перехоплені нафтопродукти нагрівають до 60<sup>0</sup>С та відстоюють протягом 12 годин. Нафтопродукт НУ із вмістом води не більше 2% (мас.) та механічних домішок 0,5% (мас.) спрямовують на повторне перероблення, а підтоварну воду дренують до каналізації другої системи К-13.

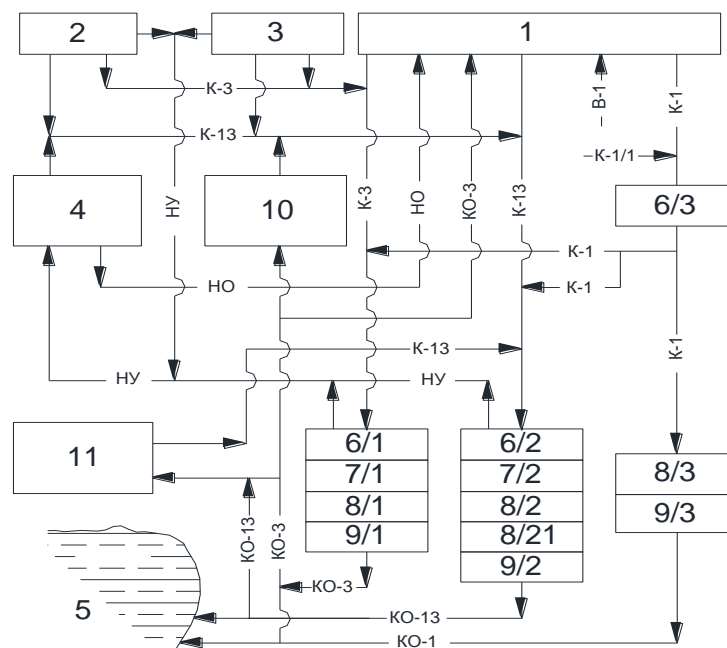


Рис. Схема водоспоживання та водовідведення НПЗ

Якість очищених стічних вод другої системи каналізації НПЗ наведено у таблиці.

Таблиця

Назва	Одиниця виміру	До очищення	Після блока мех. очищення	Після блока фіз.-хім. очищення	Після блока біохім. очищення	Після каталіт. окиснення	Після фільтрування
1	2	3	4	5	6	7	8
ХСК	мг О <sub>2</sub> /л	≤2000	≤285	≤114	≤11	≤3,42	≤0,06
БСК <sub>5</sub>	мг О <sub>2</sub> /л	≤1150	≤230	≤130	≤10	≤2	≤0,04
БСК <sub>повн.</sub>	мг О <sub>2</sub> /л	≤1350	≤270	≤250	≤2,5	≤2,5	≤2,5
Завислі частинки	мг/л	≤80	≤8	≤2,4	≤2,4	≤5	≤0,1
Нафтопродукти	мг/л	≤10000	≤150	≤15	≤0,5	≤0,5	≤0,01
Феноли	мг/л	≤10	≤9	≤8	≤1	≤0,05	≤0,001
Азот амонійний	мг/л	≤30	≤30	≤24	≤2,1	≤2,1	≤0,04
Сульфіди	мг/л	≤30	≤30	≤30	≤3	≤0,15	≤0,003
СПАР	мг/л	≤15	≤3	≤0,2	≤0,5	≤0,5	≤0,5
Фосфати	мг/л	≤1	≤1	≤1	≤0,1	≤0,1	≤0,1
Мінералізація	мг/л	≤15000	≤15000	≤15000	≤15000	≤15000	≤15000
рН		7 ÷ 8,5	7-8,5	7-8,5	7-8,5	7-8,5	7-8,5

Запропонований спосіб комплексного захисту водних об'єктів від забруднення продуктами нафтоперероблення у зонах розміщення НПЗ дозволяє зменшити техногенне навантаження на навколишнє природне середовище та одержати сировину для подальшого виробництва товарних нафтопродуктів при мінімальних капітальних та експлуатаційних витратах.

## ДО ВИЗНАЧЕННЯ ОБ'ЄМУ РЕЗЕРВУАРУ РЕГУЛЮВАННЯ ДОЩОВИХ ВОД, ЯКІ ПІДЛЯГАЮТЬ ОЧИЩЕННЮ

*Т.В. Вижевська, А.П. Уїздовський*

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

Великі обсяги та висока забрудненість поверхневого стоку, які є причиною збільшення гідравлічного та біохімічного навантаження на системи водовідведення та на природні водойми, обумовлюють активний пошук ефективних шляхів управління дощовим стоком, очищення та раціонального використання поверхневих стічних вод.

Принципальні рекомендовані [1] схеми регулювання дощового стоку відрізняються способом приєднання регулюючих резервуарів до схеми водовідведення, їх можна поділити на такі, що не передбачають або допускають скид неочищених дощових вод до водойми.

Схеми регулювання дощового стоку, які передбачають скид частини неочищених дощових вод від дощів великої інтенсивності до водойми, включають регулювання як за витратою, так і за об'ємом. В останньому випадку на очищення спрямовується концентрована частина стоку від усіх дощів, а до водойми скидається без очищення найменш концентрована частина стоку від дощів великої інтенсивності. Такий спосіб регулювання витрати доцільно застосовувати при самопливному надходженні дощового стоку до резервуару. При подвійному регулюванні дощового стоку, коли встановлюється розподільна аванкамера з наступним акумулюванням у регулюючому резервуарі, на очисні споруди спрямовується стік від дощів малої інтенсивності та частина стоку від інтенсивних дощів з заданою максимальною витратою. Цей спосіб може бути застосований при значному заглибленні підвідного дощового колектору і необхідності насосного підйому води.

Розрахунок витрати дощових вод від граничного дощу, увесь стік від якого надходить на очисні споруди, виконується за кількома методиками, застосування яких передбачене нормативним документом [1].

Витрату стоку від граничного дощу  $Q_{lim}$ , спрямованого на очищення, рекомендовано визначати за формулою А.1 [1] при періоді одноразового перевищення інтенсивності граничного дощу  $P$  від 0,05 до 0,1 року, що забезпечує у кліматичних умовах України, відповідно до проведених досліджень [1, 3], відведення на очищення не менше ніж 70 % річного об'єму поверхневих стічних вод. Методика громіздка, передбачає виконання гідравлічного розрахунку мережі за стандартною методикою та гідравлічного розрахунку на пропуск витрат дощових вод з коефіцієнтом  $\beta = 1$  при  $P$  від 0,05 до 0,1 року для прийнятих діаметрів і ухилів трубопроводів.

Витрату стоку від граничного дощу  $Q_{lim}$ , який відповідає розрахунковій витраті  $Q_r$ , допустимо визначати також за спрощеною формулою [1]:

$$Q_{lim} = Q_r \cdot k_1 \cdot k_2, \quad (1)$$

де  $k_1, k_2$  - коефіцієнти, що враховують зміну параметрів стоку при зменшенні значення  $P$ , прийнятого при розрахунку дощової мережі (табл. 3,4 [1]). За спрощеним варіантом розрахунку результати на 8...18% перевищують результати детального розрахунку, тобто маємо запас потужності очисних споруд та резерв часу проектувальника.

Об'єм регулюючого резервуару у цьому випадку розраховуємо за гідрографом дощового току відповідно до середньої тривалості дощу.

Робочий об'єм резервуару  $W_r$ , призначеного для приймання з площі стоку  $F$  розрахункового дощу, що підлягає очищенню у повному обсязі, можна визначити за більш простою методикою:

$$W_r = 10 \cdot h_{max} \cdot F \cdot \psi_{mid} \quad (2)$$

де  $h_{max}$  – максимальний шар опадів за дощ, мм, стік від якого повністю надходить в акумулюючу ємкість і далі на очищення;  $\psi_{mid}$  - середньозважений коефіцієнт стоку [4].

Визначимо максимальний добовий шар рідких атмосферних опадів  $h_a$  на території м.Рівне в Україні, при прийманні стоку від якого на очисні споруди буде забезпечене очищення не менш, ніж 70% річної кількості дощових вод. Вихідні дані: середня кількість днів кожного місяця, коли випадає певний шар дощу, отримані шляхом обробки даних гідрометеослужби, - наведені в табл. 1.

Таблиця 1.

Місяць	Опади, мм						
	≥0,1	≥0,5	≥1	≥5	≥10	≥20	≥30
I	13,5	11	6,6	1,4	0,6	0	0
II	12,6	8,5	6,1	1,5	0,1	0	0
III	11,6	8,2	6,4	1,6	0,3	0	0
IV	14,0	9,6	6,2	2,4	0,5	0,05	0
V	14,5	10,8	7,4	3,2	1,1	0,2	0,05
VI	17,5	11,4	8,6	3,9	2	0,5	0,1
VII	16,8	11,2	8,7	4,2	2,1	0,7	0,2
VIII	13,5	9,7	7,2	4,0	1,7	0,7	0,1
IX	19,3	12,7	8,7	4,3	1,3	0,3	0,15
X	18,0	12,3	8,4	3,5	1,0	0,1	0,10
XI	13,7	12,7	7,9	2,6	0,6	0,05	0
XII	12,8	11,9	7,6	2,1	0,2	0	0
Рік	176,1	130,0	89,8	34,7	11,5	2,6	0,7
В т.ч. III-XI	147,2	98,6	69,5	26,1	10,6	2,6	0,7

Для м.Рівне позитивні середньомісячні температури повітря спостерігаються [2] в період з березня по листопад. Як бачимо з табл.1, за цей період в середньому маємо 147,2 днів з шаром опадів не меншим, ніж 0,1 мм.

Для визначення  $h_{max}$  будемо графік див. табл.2) залежності частини річних опадів, яка приймається на очищення  $H_i$ , в процентах від сумарної їх кількості за теплий період року, від величини максимального добового шару дощу  $h_{сер}$ , який приймається на очищення в повному обсязі.

Фізичний смисл розрахунку полягає у визначенні отриманого при заданій величині  $h_{max}$  сумарного за розрахунковий період шару опадів дощу  $H_i$ , %, який приймається на очисні споруди.

За графіком (рис.1) визначено величину максимального добового шару рідких атмосферних опадів  $h_{max}=6$  мм, при якому буде забезпечено приймання на очищення не менше, ніж 70% річного дощового стоку. Це означає, що на очисні споруди спрямовується повний обсяг стоку від усіх дощів, які мають добовий шар не більше 6 мм, а також частина обсягу стоку від дощів з добовим шаром понад 6 мм.

Таблиця 2.

Добовий шар опадів $h_{ni}$ , мм	Число днів $n_i$ з добовим шаром опадів $h \geq h_{ni}$	Число днів $N_i = n_{i+1} - n_i$ з добовим шаром опадів $h_{ni} \leq h \leq h_{ni+1}$	Середній добовий шар опадів, мм $h_{сери} = (h_i + h_{i+1})/2$	Сумарний річний шар опадів у вигляді дощу, який надходить на очисні споруди, мм	
				$H_i$ , мм	$H_i$ , %
$\geq 0,1$	147,2	48,6	0,3	44,16	9,37
$\geq 0,5$	98,6				
$\geq 1$	69,5	29,1	0,75	88,53	18,78
$\geq 5$	26,1	43,4	3	244,91	51,96
$\geq 10$	10,6	15,5	7,5	362,36	76,87
$\geq 20$	2,6	8,0	15	441,86	93,74
$\geq 30$	0,7	1,9	25	467,86	99,26
		0,7	30	471,36	100,00

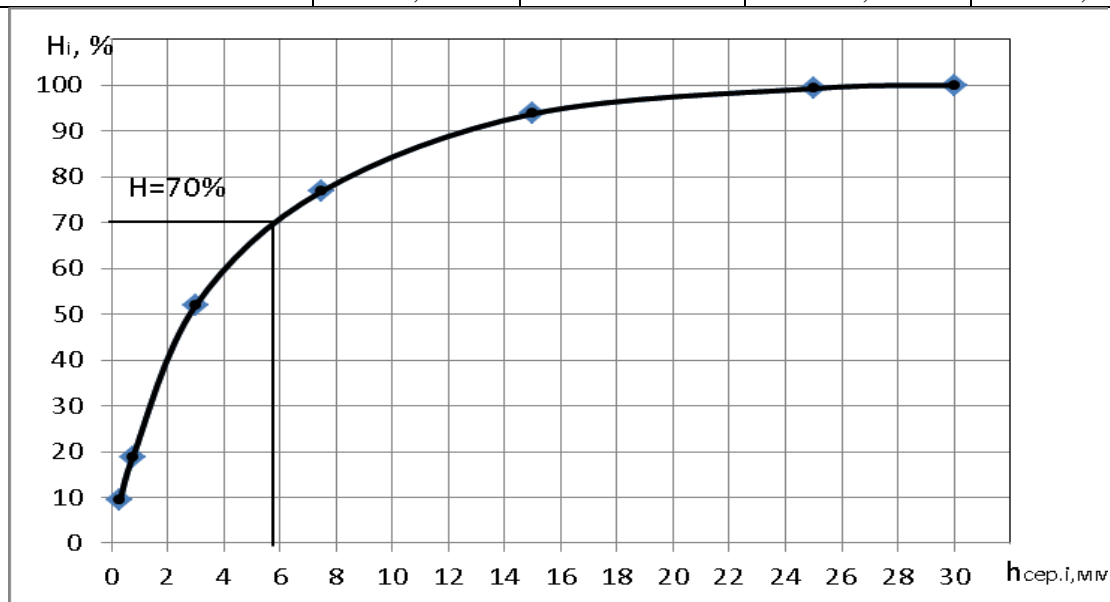


Рис. 1. Графік залежності річної частки рідких опадів, що надходять на очищення, від величини добового шару дощу

Отже, при відсутності скиду дощового стоку через розподільну камеру місткості регулюючого резервуару допустимо розрахувати за шаром максимального дощу  $h_{max}$ , увесь стік від якого підлягає очищенню. За наявності гідрометеорологічних даних такий шар має бути розрахований для усіх населених місць України.

1. ДБН В.2.5-75:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К., Мінрегіонбуд України, 2013.-128 с.
2. ДСТУ-Н Б В.1.1-27:2010 Будівельна кліматологія. К., Мінрегіонбуд України, 2011.-120 с.
3. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання у 2007 р. // Міністерство з питань житлово-комунального господарства України. - К., 2008. - 563 с.
4. Вижевська Т.В. Про визначення коефіцієнта стоку при проектуванні дощової каналізації / «Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і вентиляції, водопостачання і водовідведення». 36. наук. праць – Рівне : НУВГП, 2015. – С.47-49.



## ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ГІДРОКСИДАПАТИТУ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

*Войтко З.О., Донцова Т.А.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», 34/4, проспект Перемоги, Київ, 03056, Україна, dontsova@xf.kpi.ua*

Зі швидким зростанням індустріалізації концентрація токсичних важких металів у стічних водах зростає і, як наслідок, призводить до небезпечного забруднення води. Важкі метали в навколишньому середовищі провокують серйозну загрозу для рослин, тварин, а також людей через їх біоаккумуляцію та токсичність навіть при надзвичайно малих концентраціях [1]. Для вирішення цієї проблеми вочевидь, що необхідно попереднє вилучення важких металів зі стічних вод.

Перспективи використання ГАП для очищення води обумовлено його сорбційними властивостями. Йони  $\text{Ca}^{2+}$  у кристалах ГАП легко можуть замінюватись різними катіонами двовалентних металів, такими як  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  і  $\text{Zn}^{2+}$ . Фільтри, які містять фільтруючий елемент на основі ГАП, вже використовуються для видалення йонів важких металів з водних розчинів [2-4]. Окрім цього гідроксидапатит має і інші позитивні властивості, а саме, біосумісність, нетоксичність, хімічна інертність та високу сорбційну та іоннообмінну здатність не тільки йонів металів, але й інших сполук. Також ГАП є ідеальним матеріалом для довготривалого утримання забруднень через його низьку розчинність у воді, високу стабільність, доступність та низьку вартість.

Огляд літератури свідчить, що гідроксидапатит – це один з видів апатитів, який природно присутній у кістці, в природі та легко може бути синтезований у промислових умовах. Для синтезу ГАП в лабораторних умовах використовують методи – хімічне осадження, золь-гель, твердофазний синтез. Серед перелічених способів особливої уваги заслуговує золь-гель технологія через можливість отримання частинок заданих морфології та розмірів. Особливої уваги заслуговує отримання ГАП золь-гель методом з сахаратних розчинів, використання останніх дозволяє отримувати чистий ГАП, тобто без домішок інших фосфатнокальцієвих включень [5]. Це є вкрай важливим, адже згідно літературних даних та власних експериментальних досліджень, отримання чистого гідроксидапатиту є великою проблемою.

Отже, на підставі представленого матеріалу можна зробити наступний висновок, що гідроксидапатит є перспективним сорбційним матеріалом для видалення не тільки важких металів, але і інших поллютантів, який гарантовано можна отримати золь-гель методом з використанням сахаратних розчинів.

1. Reichert J., Binner J.G.P. Hydroxyapatite for Water Treatment // Journal of Materials Science. – 1996. – 31:5. – P. 1231-1241.
2. Narwade V.N., Mahabole M.P., Kashinath A. et al. Waste water treatment by nanoceramics: Removal of Lead particles // International Journal of Engineering Science and Innovative Technology. – 2014. – 3:3. – P. 324-329.
3. Mirhosseini M., Biazar E., Saeb K. Removal of Arsenic from Drinking Water by Hydroxyapatite Nanoparticles // Current World Environment. – 2014. – 9:2. – P. 331-338.
4. Zamani S., Salahi E., Mobasherpour I. Removal of Nickel from Aqueous Solution by Nano Hydroxyapatite Originated from Persian Gulf Corals // Canadian Chemical Transactions. – 2013. – 1:3. – P. 173-190.
5. Знак Д.А., Донцова Т.А. Синтез гідроксидапатиту // Матеріали Десятої Української наукової конференції студентів, аспірантів і молодих учених з міжнародною участю «Хімічні проблеми сьогодення (ХПС-2017)», 27–29 березня 2017 р. – Вінниця, ТОВ "Нілан-ЛТД", 2017. – 324 с.

## ЗАСТОСУВАННЯ КОМПОЗИТІВ НА ОСНОВІ Ni-, Co-ШПІНЕЛІ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

Воронова А.С., Іваненко І. М.

Науковий керівник: к.х.н., доц. Іваненко І. М.

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ  
[irinaivanenko@hotmail.com](mailto:irinaivanenko@hotmail.com)

Сорбційні методи із застосуванням активованого вугілля широко розповсюджені у процесах очищення стічних вод. Перевагами сучасних сорбційних методів у порівнянні з іншими методами є високий ступінь вилучення із розчинів різної концентрації. Практичний інтерес представляє створення і розробка композитних сорбційних матеріалів, що володіють широким комплексом додаткових, принципово нових властивостей. Композитні матеріали на основі складних оксидних систем із структурою шпінелі крім високої сорбційної здатності характеризуються структурно-чутливими властивостями, що може бути використано у процесах селективного очищення стічних вод [1].

Метою даної роботи був синтез композитів «активоване вугілля – Ni-, Co-шпінель» та дослідження їх сорбційної активності по відношенню барвників.

Для синтезу обрали доступний метод «м'якої» хімії – так званий метод співосадження нітратів, в якості осаджувача використовували гідроксид натрію. Основні стадії процесу такі: змішування розчинів нітратів Ni(II) і Co(II), їх співосадження і старіння; випарювання, висушування (110 °C продовж 3 годин), прожарювання (300 °C протягом 2 годин) отриманого осаду та повільне його охолодження. Співосадження нітратів проводили за рН 12,4 протягом 40 хвилин, а отриманий осад залишали на старіння продовж 7 діб. Активоване вугілля додавали на стадії старіння і наприкінці отримували зразки композитів з вмістом Ni-, Co-шпінелі 5%.

Адсорбційну активність синтезованих оксидних систем вивчали на прикладі адсорбції катіонного барвника метиленового синього. Результати цього дослідження представлені на рисунках 1 та 2.

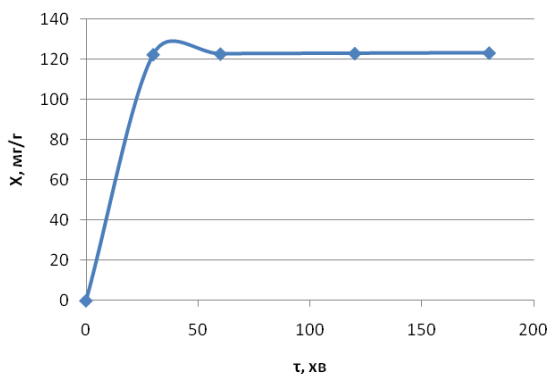


Рис. 1. Питоме адсорбція метиленового синього ( $C_{\text{вих}}=500$  мг/дм<sup>3</sup>) синтезованим композитом за різної тривалості процесу.

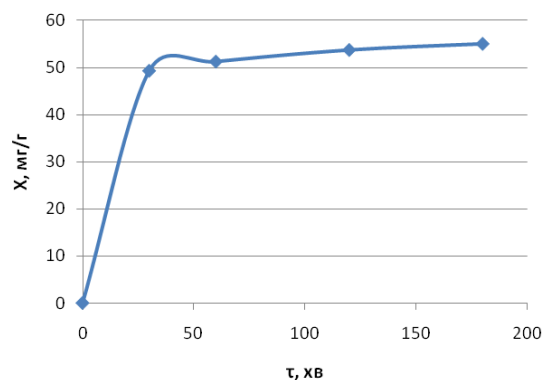


Рис. 2. Питоме адсорбція метиленового синього ( $C_{\text{вих}}=300$  мг/дм<sup>3</sup>) синтезованим композитом за різної тривалості процесу.

Представлені експериментальні дані свідчать про високу адсорбційну активність синтезованих композитів і доводять можливість їх застосування в процесах очищення стічних вод від катіонних барвників. Перевагами представлених сорбентів є, до того ж, розвинена площа поверхні при недефіцитності та невисокій вартості.

1. Naim S., MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> nano spinels as potential sorbent for adsorption of chromium from industrial wastewater / S. Naim, Y. Arzu, K. Yüksel // Mater Let.–2015.–Vol.58.–P. 16459-16506.

## ЕФЕКТИВНІ СОРБЕНТИ З ВІДХОДІВ АГРОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ

Галиш В.В., Ніколайчук А.А., Картель М.Т.

Інститут хімії поверхні ім. О.О. Чуйка, НАН України, Україна, Київ,  
nikar@kartel.kiev.ua

Інтенсивне забруднення навколишнього середовища техногенними радіонуклідами, важкими металами та іншими шкідливими речовинами є важливою проблемою екології. Неприятливий для здоров'я вплив неорганічних токсикантів обумовлений їх здатністю накопичуватися в живих організмах, викликаючи інтоксикацію, патологічні зміни і скорочення середньої тривалості життя людей. Найбільш ефективним методом вилучення токсикантів з водних розчинів є сорбція з використанням різних поглиначів.

Ефективним з точки зору економіки є розробка способів отримання сорбентів на основі компонентів рослинної сировини, яка є комплексом природних матеріалів - полісахаридів і лігніну (табл.), що характеризуються рядом цінних властивостей, в тому числі сорбційними.

На сьогоднішній день розроблені методи з отримання сорбентів з використанням наступних підходів: виділення високомолекулярної складової (целюлози); виділення лігніну; переробка всієї біомаси без поділу на основні компоненти. Способи отримання зазначених матеріалів зазвичай поєднують кілька стадій обробки в залежності від виду вихідної сировини і призначення цільового продукту. Використання як сорбентів рослинних відходів, є перспективним з економічної точки зору, що не тільки допоможе вирішенню проблеми їх утилізації, але і дозволить отримувати корисні продукти багатофункціонального призначення у великих обсягах. Великотоннажні відходи агропромислового комплексу та харчової промисловості можуть розглядатися як дешеві та ефективні сорбенти медичного та екологічного призначення.

Таблиця – Хімічний склад рослинних відходів, %

Компоненти	Рослинні відходи					
	Шкаралупа кісточок вишні	Шкаралупа кісточок абрикосу	Солома пшениці	Шкаралупа лісного горіху	Лузга соняшнику	Качани кукурузи
Холоцелюлоза	39	40	71	43	56	51
Целюлоза	22	25	40	29	32	36
Геміцелюлози	17	15	31	14	24	15
Лігнін	51	50	17	47	28	37
Смоли, жири, воски	7	7	8	2	13	8
Зола	3	2	4	8	3	4

В основі запропонованих нами способів модифікування рослинних відходів, лежать методи фізичної, хімічної та фізико-хімічної обробки (рис.), які включають реакції деполімеризації, вибіркового окислення спиртових груп полімерів до альдегідних і карбоксильних, отримання складних ефірів та ін. Завдяки такому модифікуванню матеріали набувають високої реакційної здатності, легко вступають в реакції приєднання й заміщення і тому можуть виконувати функції селективних сорбентів або іонообмінників.

Введення фосфору і, зокрема, залишків фосфоровмісних кислот в макромолекулу целюлози шляхом модифікування рослинних відходів дозволяє отримати матеріал з іонообмінними і комплексотворними властивостями. При такому способі модифікування з сировини видаляються компоненти, які легко піддаються гідролізу (крохмаль, пектини,

низькомолекулярні полісахариди, барвники), целюлоза при цьому частково гідролізується, а це призводить до покращення пористості матеріалу і зростання його питомої поверхні, підвищення її реакційна здатність. Сульфуванням біомаси можна отримати сорбційний матеріал, який містить крім сульфо-груп ще й карбоксильні, альдегідні і кетонні групи.

Окислення лігноцелюлозної сировини дозволяє отримати продукт для сорбції токсичних речовин і важких металів при вирішенні екологічних завдань. Карбонізація подрібненої сировини супроводжується, по-перше, видаленням вільної і зв'язаної вологи, а також інших летких речовин і, по-друге, відбувається структурна перебудова продуктів і утворення вугілля. Активоване водяною парою вугілля містить сильні і слабкі карбоксильні і фенольні групи і може бути використаний для поглинання іонів важких металів та їх комплексних сполук.

Часткова делігніфікація рослинної біомаси в лужному середовищі призводить до розщеплення лігнуглеводневих зв'язків, в першу чергу складноефірних, а також фенілглюкозидних і бензилефірних, лігнін частково переходить в розчин і видаляється з твердої фази матеріалу, підвищуючи його пористість. Крім того має місце часткова деполімеризація високомолекулярної складової. Гідроліз рослинної сировини сприяє збільшенню питомої поверхні матеріалу в 2-3 рази за рахунок розчинення і видалення смол, жирів, восків, неорганічної складової, низькомолекулярних геміцелюлоз, часткової деполімеризації целюлози, лігнін при цьому конденсується.



Рисунок – Схема отримання сорбційних матеріалів

Отже, повторне і комплексне використання відходів харчової промисловості дозволяє, крім одержання основних харчових продуктів, отримувати додаткові матеріали, що мають значення в економіці багатьох галузей промисловості. Реалізація такої стратегії дозволить побудувати цивілізовану, екологічно безпечну інфраструктуру поводження з відходами, повертати в господарський оборот мільйони тонн вторинних ресурсів і випускати додатково корисну продукцію на мільярди гривень.

## **МАГНІТО-СОРБЦІЙНІ ВЛАСТИВОСТІ ФЕРИМАГНІТНОЇ ФІЛЬТРУЮЧОЇ ЗАГРУЗКИ МАГНІТНИХ ФІЛЬТРІВ**

*Гаращенко В.І., Гаращенко О.В.*

*Національний університет водного господарства та природокористування, м.Рівне  
E-mail: v.i.garashchenko@gmail.com*

Відоме застосування магнітного методу осадження забруднюючих домішок в намагніченій феромагнітній фільтруючій загрузці [1,2]. Перевагою даного методу є висока швидкість фільтрування рідких середовищ, до 300м/год, а при фільтруванні висококонцентрованих середовищ, наприклад стічних вод металургії, де концентрація заліза досягає 80-120мг/дм<sup>3</sup> - до 1000м/год [1,2]. Крім того, метод дозволяє очищати рідкі середовища з температурою до 500°С, а регенерація фільтруючої загрузки проводиться без використання хімічних реагентів. Осадження домішок відбувається в намагніченій феромагнітній фільтруючій загрузці. В точках контакту гранул загрузки створюється магнітне поле з градієнтом  $\approx 1 \times 10^{12} - 1 \times 10^{14} \text{ A}^2/\text{м}^3$ . Такі умови дозволяють осаджувати в загрузці домішки розмірами 0,01-10мкм [1,2,3].

В якості фільтруючої загрузки магнітних фільтрів запропоновано використовувати гранули з феримагнітного матеріалу. Такою загрузкою є гранули з магнітом'якого фериту. Це подрібнені відходи виробництва феритів, наприклад, 2000НМ, 2000НМС, 3000 НМС. Як відомо, ферити - це хімічні сполуки оксидів заліза  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  з оксидами інших металів. Ферити, як феримагнетики, об'єднують в собі феромагнітні і напівпровідникові властивості. Питомий опір окремих видів феритів в мільярди разів перевищує опір металевих феромагнетиків [4]. Тому у феритів практично відсутні вихрові струми.

Дослідження магнітних властивостей фільтруючої загрузки у вигляді гранульованого фериту проводили на експериментальній установці, намагнічуюча система якої складалася з 5 коротких соленоїдів внутрішнім діаметром 50 мм і висотою 100 мм кожен, джерела постійного струму, регулятора для зміни сили струму, амперметра, вольтметра, міліліберметра, касети, внутрішнім діаметром  $d=26$  мм і довжиною  $L=545$  мм, за методикою, описаною в [2].

Проводили дослідження залежності середньої індукції поля  $\bar{B}$  від щільності пакування  $P$  феритової гранульованої загрузки. Різну щільність пакування створювали, змішуючи гранули фериту з кварцевим піском. Підвищену щільність пакування  $P=0,5-0,75$  створювали змішуванням гранул фериту, еквівалентним діаметром 5-6 мм з гранулами фериту еквівалентним діаметром 1-3 мм.

Особливість феритові загрузки - збільшення середньої індукції поля в діапазоні невисокої напруженості зовнішнього магнітного поля 20-40 кА/м, починаючи з щільності пакування 0,5 і вище (рис.1).

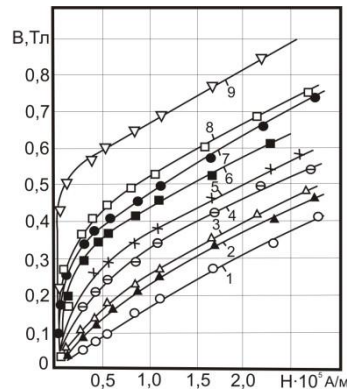


Рис. 1 Криві намагнічування гранульованих феритових зразків при різній щільності пакування: 1 - 0,1; 2 - 0,2; 3 - 0,3; 4 - 0,4; 5 - 0,5; 6-0,6; 7 - 0,69; 8 - 0,75; 9 - суцільний феритовий зразок.

Середня магнітна проникність  $\mu$ , за даними рис.1, при щільності пакування 0,5-0,75 і напруженості зовнішнього магнітного поля 3-5 кА/м, досягає 20-27. При щільності пакування 0,75, в діапазоні напруженості поля 5-50 кА/м, величина  $\mu$  становить, відповідно, 27-27,5. Слід відмітити, що щільність матеріалу фериту становить 4-5 г/см<sup>3</sup>, а феромагнетика 7,7-7,9 г/см<sup>3</sup> [4]. При рівних об'ємах пористих зразків, маса гранульованого фериту в 1,7-1,9 рази менша маси гранульованого феромагнетика. Відповідно, при регенерації феритової фільтруючої загрузки зменшуються витрати водоповітряної суміші, час проведення регенерації і, відповідно, енерговитрати в цілому.

Для оцінки сорбційних (фільтраційних) властивостей феритової загрузки проводили дослідження впливу довжини  $L$  шару загрузки на ефективність  $\psi$  магнітного очищення водно-дисперсної суспензії магнетиту від заліза при фіксованих значеннях напруженості зовнішнього магнітного поля  $H$  і швидкості фільтрації  $V$ . Дослідження проводили при  $H = 60$  кА/м,  $V=200$  м/год і щільності пакування гранул фериту  $P=0,53$ . Величину  $L$  змінювали від 0 до 0,6 м.

На рис.2 наведені експериментальні дані з магнітної очистки водно-дисперсної суспензії магнетиту феритовою загрузкою в координатах  $C-L$ ,  $\Psi-L$

Аналіз графічних залежностей (рис.2) свідчить, що вже при  $L=0,1$ м ефективність очищення  $\Psi$  складає 0,76, при  $L=0,3$ м,  $\Psi=0,82$ , тобто ступінь збільшення  $\Psi$  складає 0,06. Збільшення величини  $\Psi$  при зміні  $L$  від 0,3 до 0,6 становить 0,08. Такі залежності свідчать про те, що частинки магнетиту мають яскраво виражені феромагнітні властивості, і вже при  $L = 0,1$  м ефективність очищення є високою.

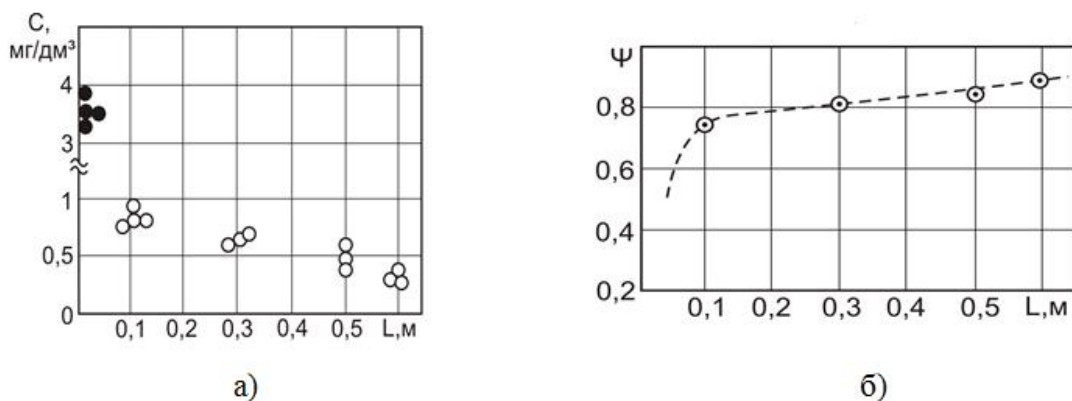


Рис.2 Залежність концентрації заліза (а) і ефективності очищення (б) від довжини шару намагніченої феритової загрузки: ● - концентрація заліза до фільтра; ○ - концентрація заліза після фільтра.  $V = 200$  м/год;  $H = 60$  кА/м.

На рис.3 крива магнітного осадження домішок заліза по висоті шару намагніченої феритової загрузки показує, що величина  $C_i/C_{вх}$  інтенсивно змінюється при зміні величини

$L_i/L$  до 0,2-0,25, а зона максимального осадження магнітних домішок в феритовій загрузці відповідає величині  $\frac{d(C_i/C_{\text{вх}})}{d(L_i/L)}=0,145$  ( $C_i$  - концентрація заліза на виході певної довжини

шару загрузки  $L_i$ ,  $C_{\text{вх}}$  - концентрація заліза на вході експериментального магнітного фільтра,  $L$  - довжина шару загрузки).

Математична обробка результатів експериментальних даних дозволила апроксимувати криві (рис.3) у вигляді рівнянь (1) і (2):

$$C_i/C_{\text{вх}} = -11,083 \left(\frac{L_i}{L}\right)^5 + 35,072 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^4 - 43,184 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^3 + 25,629 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^2 - 7,331 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right) + 0,986; \quad (1)$$

$$\frac{d(C_i/C_{\text{вх}})}{d(L_i/L)} = -55,415 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^4 + 140,288 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^3 - 129,552 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right)^2 + 51,258 \cdot \left(\frac{L_i}{L}\right) - 7,331; \quad (2)$$

$$\max \frac{d(C_i/C_{\text{вх}})}{d(L_i/L)} = 0,145, \quad L_i/L=0,55, \quad C_i/C_{\text{вх}}=0,172. \quad (3)$$

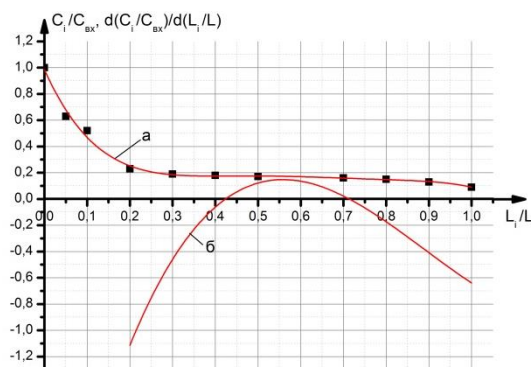


Рис.3 Крива відносної концентрації заліза (а) і диференціальна крива (б) очищення водно-дисперсної суспензії магнетиту від заліза в намагніченій феритовій загрузці:  
 $V = 200$  м/год;  $H = 60$  кА/м.

Величина  $L_i$  при зазначених вище параметрах дорівнює 0,31м, а ефективність очищення  $\Psi = 0,82$ . Фронт зони максимального осадження домішок при вищевказаних параметрах має координати 0,42-0,72 (рис. 3) і зміщений в сторону  $L_i > 0,5L$ .

Коефіцієнт кореляції становить 0,98. Криві (рис.3) характеризують процес осадження домішок заліза по висоті  $L_i/L$  шару намагніченої феритової загрузки. З кривих видно, що в початковий момент часу основна маса домішок заліза осаджується в перших по ходу руху водного середовища шарах фільтруючої феритової загрузки, а максимальне осадження домішок в загрузці припадає на величину  $\frac{d(C_i/C_{\text{вх}})}{d(L_i/L)} = 0,145$ , що відповідає  $L_i/L = 0,55$ .

Вищенаведені результати характеризують високі магніто-сорбційні властивості феритової загрузки. Така загрузка магнітних фільтрів може бути ефективно використана для очищення технологічних висококонцентрованих рідких середовищ різних галузей промисловості.

1. Гаращенко В.И. Исследование активных параметров процесса магнитной очистки водных сред теплоэнергетики / Гаращенко В.И., Астрелин И.М., Гаращенко А.В. // Вода и экология: проблемы и решения. СПб., №4, 2014, с.10-24.
2. Сандуляк А.В., Гаращенко В.И. // Электромагнитные фильтр-осадители. Львов. «Вища школа» 1982. 72с.
3. Гаращенко В.И. Осаждение дисперсной фазы примесей жидких сред в намагнитенной ферито-ферромагнитной загрузке /Гаращенко В.И., Гаращенко А.В., Лукьянчук А.П. // Журнал физической химии, №4, т.86, 2012, с.685-688.
4. Преображенский А.А., Бишард Е.Г. // Магнитные материалы и элементы. М.: «Высшая школа», 1986. 351с.

## РОЛЬ БАКТЕРІЙ В ОЧИЩЕННІ ВОДИ

*Гвоздяк П.І.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води  
ім. А.В. Думанського НАН України, Київ  
e-mail: [gvozdyak@ukr.net](mailto:gvozdyak@ukr.net)*

Всі, без щонайменшого винятку, на Землі суцї організми (рослини, тварини, мікроби) забруднюють воду, в першу чергу своїми відходами життєдіяльності, як правило, органічними сполуками, що розчиняються у воді. Водночас в природних водоймах відбувається інтенсивне поглинання та мінералізація цих забруднень, і основну роль у цьому процесі відіграють найрізноманітніші бактерії. Саме завдяки їм антропогенно незаймані водойми, як правило, бездоганно чисті.

Однак останнім часом негативний вплив Людини на довкілля катастрофічно зростає, що змушує вчених і практиків розробляти і застосовувати всілякі засоби індустриального очищення зужитих у побуті, промисловості та сільському господарстві вод. Найбільш популярними і повсюдно вживаними виявилися біологічні методи очищення води, що є екологічно дружніми за визначенням, а найсучасніші з них – ще й стійкі, ефективні, дешеві та надійні в експлуатації.

За станом залучених у процес гідробіонтів біотехнології очищення води можна поділити на типи, що використовують:

- біоплівку (з 1829 року, Дж. Сімпсон, Велика Британія);
- активований мул (1914 р., Е. Ардерн і В. Локкетт, Велика Британія);
- мікробний метод (1950-ті роки, Н. Путиліна, Україна);
- анаеробний гранульований мул (1980-ті роки, Г. Леттінга, Нідерланди);
- «біоконвеєр» (кінець ХХ століття, ІКХХВ АН, Україна).

Обов'язковим і найбільш дійовим компонентом усіх біологічних способів очищення води є мікроорганізми. Саме бактерії розпочинають очищення води і відіграють вирішальну роль у звільненні її від усіх розчинених у ній сполук, у тому числі (що особливо важливо в наш час) від синтетичних, токсичних, мутагенних, фізіологічно активних речовин – ксенобіотиків.

Заключне, фінішне, глибоке доочищення води здійснюють теж бактерії – оліготрофи. Хемолітоавтотрофи використовуються для звільнення стічних вод від амонійного азоту, нітритів, сірководню, а питної води – від надмірного вмісту в ній іонів заліза, марганцю.

Дослідниця, яка вперше в світі запропонувала використовувати в очищенні промислових стоків спеціально селекціонованих, гарантованих культур бактерій, була наша співвітчизниця Н. Путиліна. Вона на початку 50-тих років минулого століття розробила і впровадила на ряді коксохімічних заводів Радянського Союзу «мікробний метод» очищення промстоків від фенолу, крезолу, роданідів тощо. «Ідея была настолько новаторской, что не была оценена современниками и даже подвергнута критике со стороны московских специалистов» – констатує видана недавно енциклопедія «Водоснабжение и водоотведение». Зате останнім часом західні та російські дослідники відновлюють ідею Н. Путиліної під новою назвою – «bioaugmentation» (російською мовою: «биоаугментация») – без посилань на публікації авторки в провідних наукових журналах СРСР та її монографію 1964 року «Микробный метод обесфеноливания сточных вод».

Співробітники створеного професором М.М. Ротмістровим у 1968 році в ІКХХВ АН України «відділу мікробіології очищення води» дуже інтенсивно вели пошуки бактерій, здатних мінералізувати невідомі раніше Природі синтетичні хімічні сполуки, і досягли у цій царині вражаючих результатів. Ще в кінці 1960-тих років було експериментально



доведено, що такі «nonbiodegradable molecules» (за визначенням відомого американського мікробіолога М. Александера) як синтетичні органічні нітросполуки (нітроанілін, тринітрофенол, нітрохлорбензол тощо) можна ефективно розкласти, однак для цього треба шукати *анаеробних* бактерій, а не *аеробних*, як це практикували *всі* тогочасні спеціалісти з очищення води. У стислі строки було знайдено, ізольовано, визначено до виду десятки чистих культур мікроорганізмів – деструкторів різноманітних поверхнево-активних речовин, гексаметилендіаміну, капролактаму, нафтопродуктів, у тому числі поліциклічних ароматичних вуглеводнів, стиролу, гетероциклічних сполук та інш., і на цій основі розроблено принципово нові технології очищення забруднених вод, що дістали назву «біоконвеєр».

Біоконвеєр дає можливість очищати будь-які, навіть дуже токсичні промислові стічні води, до заданого найвищого ступеня якості води. За його допомогою ще в Радянському Союзі, зокрема в Україні, Росії, Білорусії, Казахстані, Прибалтиці, нам вдалося очистити в реальних виробничих умовах, на заводах такі промислові стоки, які не можна було очистити жодними відомими способами, і їх знешкоджували термічно – «спалювали» в газових печах, наприклад, «мертву воду» на Чернігівському ВО «Хімволокно», стоки виробництва ПАР на Івано-Франківському заводі тонкого органічного синтезу, або закачували в так звані «підземні горизонти» на глибину понад тисячу метрів (газзаводи в Тенгізі, Казахстан; Оренбурзі, Росія); токсичні промстоки виробництва лаків і фарб в м. Ліда, Білорусь; м. Черкеськ, Росія та багато інших (всього понад двадцять підприємств).

На наше глибоке переконання біоконвеєр прийде на заміну «старому, доброму, бо англійському» активованому мулу в очищенні сучасних стічних вод, тому що в біоконвеєрі над жодним діючим учасником очищення води, в тому числі над бактеріями, не чиниться ніякого насилля, кожен гідробіонт вільно обирає собі місце праці у біоконвеєрі і там живе, розмножується, ефективно функціонує, бо, як на мене, тільки *вільна істота* – байдуже, людина чи бактерія – здатна на найвищу продуктивність праці.

Таким чином, сучасне біологічне очищення води передбачає застосування найрізноманітніших мікроорганізмів:

- факультативних і облігатних гетеротрофних бактерій (бродильщиків, денітрифікаторів, сульфатредукторів, метаногенів) – на початкових етапах очищення забруднених вод;
- спеціально селекціонованих аеробних копіотрофів – при очищенні води від сили-силенної органічних сполук, у тому числі ксенобіотиків;
- фосфат накопичувальних мікроорганізмів;
- хром (VI) відновлюючих бактерій;
- хемолітоавтотрофних бактерій (нітрифікаторів, ANAMMOX-бактерій, залізо-, марганець-, сірководень-окиснювачів тощо);
- оліготрофних бактерій – на завершальних етапах очищення води;
- пробіотичних мікроорганізмів – при фінішному очищенні питної води.

Без бактерій біологічне очищення води неможливе. Бактерії працюють на всіх етапах надзвичайно складного процесу відновлення якості зужитої нами води.

## СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД З ВИСОКИМ ВМІСТОМ СПЛУК АМОНІЙНОГО АЗОТУ

<sup>1</sup>Голуб Н.Б., <sup>2</sup>Козловець О.А., <sup>1</sup>Шинкарчук М.В.

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, [golubnb@ukr.net](mailto:golubnb@ukr.net)

<sup>2</sup>ТОВ «ПРО ІНЖИНІРИНГ ГРУП» Україна, Київ, [aakozlovec@gmail.com](mailto:aakozlovec@gmail.com)

З огляду на те, що Україна починає інтеграцію до ЄС та в найближчому майбутньому буде переходити на нові стандарти очищення стічних вод, постає питання в більш ефективному очищенні стоків від сполук нітрогену.

Також проблема полягає в тому, що діючі очисні споруди, які будувались в 50-60 роки минулого століття, на сьогодні повністю вичерпали свій потенціал. Тому вони підлягають реконструкції та переведенню в режим для створення умов нітри-денітрифікації задля забезпечення повноцінного процесу видалення сполук азоту з стічної води [1].

Технології, що використовуються [2] дозволяють очищати стічну воду від сполук нітрогену з ефективністю до 65 %. Проте в процесі очищення стічних вод, окрім видалення амонійного азоту, необхідно досягти максимального видалення органічних речовин, вміст яких у стічній воді має пряму залежність на початок та перебіг процесів нітри-денітрифікації.

В роботі визначено вплив концентрації ХСК на процеси видалення азоту за використання аеробно-анаеробного процесів. Результати зниження вмісту іонів амонію в стічній воді в процесі очищення при різному вмісті ХСК наведено на рис. 1.

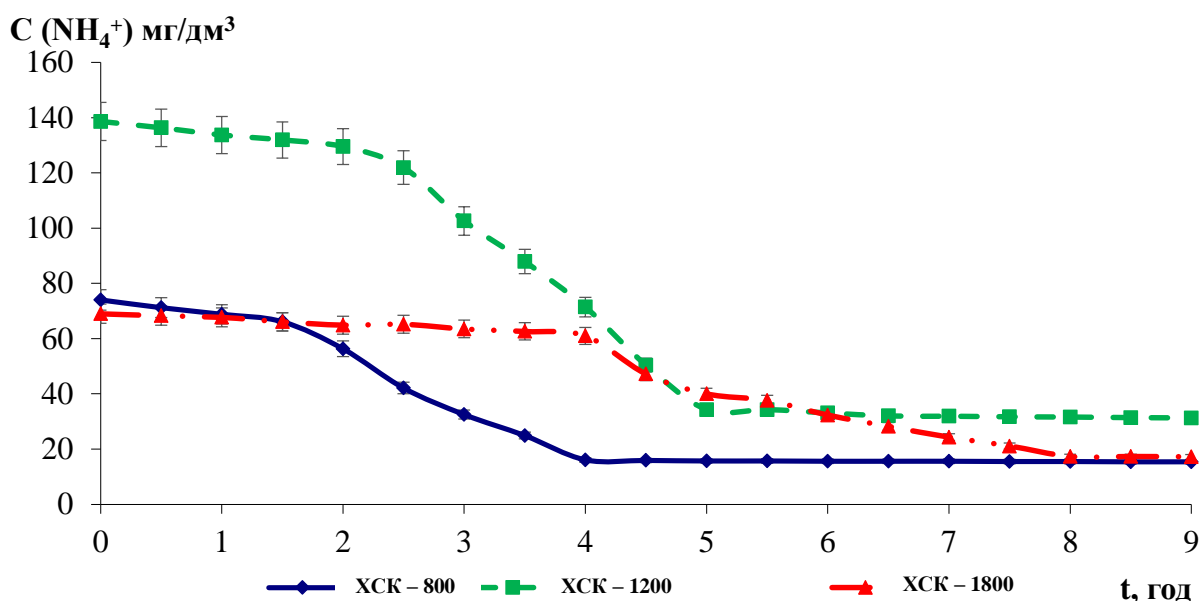


Рис. 1. Зміна концентрації амонійного азоту  $C(\text{NH}_4^+)$  в процесі очищення стічної води з різним початковим вмістом ХСК.

Виходячи з одержаних результатів можна стверджувати, що гідравлічний час утримання води на стадії аеробного біологічного очищення залежить від концентрації органічних речовин і збільшується на 1-1,5 год. при збільшенні ХСК на 600 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

1. Fudala-Ksiazek S. Nitrification, denitrification, and dephosphatation capability of activated sludge during co-treatment of intermediate-age landfill leachates with municipal wastewater / S. Fudala-Ksiazek, E. Kulbat & A. Luczkiewicz // Environmental Technology. – 2017. – Vol.1. – P.1–11.

2. Zeng R.J. A novel wastewater treatment process: simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal / R.J. Zeng, R. Lemaire, Z. Yuan and J. Keller // Water Sci Technol. – 2004. – № 10. – Vol.10. P.163–170

## ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД СПЛУК СУЛЬФУРУ ЗА ДОПОМОГОЮ МІКРОВОДОРОСТЕЙ

*Голуб Н.Б., Левтун І.І.*

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

[golubnb@ukr.net](mailto:golubnb@ukr.net)

Однією з проблем видалення оксидів сульфуру та нітрогену з газових викидів підприємств є утворення розчину, збагаченого сульфатами, сульфатами, нітритами, нітратами та карбонатами солей, який потребує очищення. Одним з можливих методів очищення такої води є використання мікроводоростей, для яких одержані розчини можуть слугувати поживним середовищем. Одночасно з утилізацією неорганічних сполук, змінюючи метаболізм мікроводоростей можливо отримати корисні продукти, такі як біодизель, біологічно активні речовини, кормові добавки тощо.

Метою роботи є встановлення залежності швидкості росту мікроводорості *Chlorella vulgaris* від концентрації сполук сульфуру в середовищі.

Для дослідження використовували культуру мікроводорості *Chlorella vulgaris*, одержану з колекції Київського національного університету ім Т.Г.Шевченка АСКУ 531-06. Як базове середовище було обрано середовище Громова №6. Культивування проводили в фотореакторах об'ємом 1,3 дм<sup>3</sup> при кімнатній температурі, перемішування здійснювали барботажем повітрям, що подавали зі швидкістю 0,6 дм<sup>3</sup>/хв. До основного поживного середовища вводили як додаткове джерело сульфуру такі сполуки, як Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> та H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> у концентраціях, що лежать в діапазоні їх середнього вмісту у газових викидах підприємств. Було використано концентрації сульфатної кислоти від 0,6 ммоль/дм<sup>3</sup> до 1,5 ммоль/дм<sup>3</sup> та сульфату натрію – 2 - 4 г/дм<sup>3</sup>.

Газові викиди, що містять сполуки сульфуру, можна вносити у середовище як домішки до барботажної суміші. При взаємодії оксидів SO<sub>2</sub> та SO<sub>3</sub> з водою утворюються сульфитна та сульфатна кислоти. Показано, що використання газових викидів насичених оксидами сульфуру у кількості від 0,6 ммоль/дм<sup>3</sup> має сприятливий вплив на процес культивування мікроводоростей. У разі наявності у середовищі іонів натрію та кальцію кількість оксидів сульфуру, що переходять у водний розчин і може бути утилізована мікроводоростями зростає майже у 2 рази.

Показано, що додавання сульфатної кислоти в концентраціях до 1,15 ммоль/дм<sup>3</sup> сприяє нарощуванню біомаси мікроводоростей. Тобто наявність сульфатної кислоти у воді за таких концентрацій дозволяє здійснювати її очищення від сульфат іонів за допомогою мікроводоростей. Очищення відбувається на 90-97% в залежності від початкової концентрації сульфату та концентрації мікроводоростей у середовищі. При збільшенні кількості кислоти для забезпечення високого ступеня видалення сульфату необхідно підвищувати вміст водоростей у середовищі.

Встановлено, що давання сульфату натрію у концентрації до 3 г/дм<sup>3</sup> сприяє приросту біомаси мікроводоростей з одночасною утилізацією сульфат іонів. Наявність у воді сульфат та сульфат іонів у виді солей підвищує концентрацію сульфуру, яку можливо утилізувати за допомогою мікроводоростей, що пов'язано з постійним значенням рН середовища, на відміну від забруднення води кислотою. За таких умов видалення сполук сульфуру відбувається на 98%. Одночасно одержана біомаса мікроводоростей може слугувати кормом до раціону птахів та тварин, що містить вітаміни та інші біологічно активні речовини, що сприяють приросту біомаси.

## АНАЕРОБНИЙ СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД З ВМІСТОМ АНТИБІОТИКІВ

<sup>1</sup>Голуб Н.Б., <sup>1</sup>Шинкарчук М.В., <sup>2</sup>Козловець О.А.

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, [golubnb@ukr.net](mailto:golubnb@ukr.net)

<sup>2</sup>ТОВ «ПРО ІНЖИНІРИНГ ГРУП» Україна, Київ, [aakozlovec@gmail.com](mailto:aakozlovec@gmail.com)

Ріст виробництва фармацевтичної галузі призводить до утворення великої кількості стічних вод, як в Україні, так і в світі в цілому [1]. Зазвичай стічні води фармацевтичної галузі містять високі концентрації антибіотиків та інших органічних сполук, які інгібують ріст та розвиток мікроорганізмів активного мулу традиційних споруд біологічного очищення. Виходячи з високого вмісту ХСК (4000 – 5000 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) в світовій практиці застосовується послідовно фізико-хімічний, анаеробний та/або аеробний способи очищення стічних вод [2].

Порівняно з традиційною аеробною технологією, за використання фізико-хімічних методів при додаванні хімічних сполук і флотації, ефективність очищення стічних вод фармацевтичної галузі по завислих компонентах складає 70%, видалення ХСК -70 % від початкового вмісту в стічній воді. В той же час використання аеробного способу очищення потребує попереднього видалення органічних речовин фізико-хімічним способом та розведення концентрованих стічних вод. Тому дослідження можливості використання анаеробного способу очищення без попереднього застосування хімічних препаратів є актуальним. Окрім того, при анаеробному способі одночасно з очищенням стічної води відбувається утворення біогазу, який можна використовувати для потреб підприємства.

Дослідження проводили в мезофільному режимі (37±2 °С) при періодичному перемішуванні. У якості модельного середовища було використано стічні води спиртзаводу (Київська обл.) з ХСК 3700 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, модельними антибіотиками слугували норфлуксацин (Луганський ХФЗ ОАО, Україна) та тетрациклін (Борщагівський ХФЗ ЗАО НПП, Україна) з концентрацією 10 мг/дм<sup>3</sup>. Визначення показників проводили за стандартними методами.

Показано (рис.1), що ефективність очищення стічної води з антибіотиками в анаеробному процесі без попередньої фізико-хімічної обробки від органічних сполук за ХСК складає 87,8 % порівняно з початковим вмістом, від завислих речовин – до 75 %. Окрім цього, спостерігалось покращення органолептичних показників (запах, кольоровість).

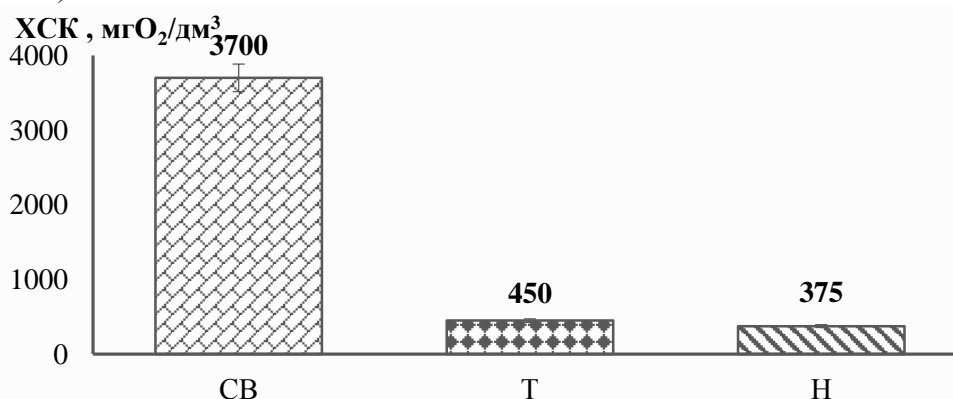


Рис 1. Ефективність очищення стічних вод фармацевтичної галузі з вмістом антибіотиків від органічних забруднень (ХСК): СВ – показник ХСК неочищеної стічної води спиртзаводу; Т – показник ХСК очищеної стічної води з тетрацикліном, Н - показник ХСК очищеної стічної води з норфлуксацином.

Таким чином, анаеробний спосіб дозволяє ефективніше по відношенню до аеробного процесу очищати стічну воду від органічних сполук (ХСК) на 17,8 %, від завислих речовин на 5 %, при цьому не потребуючи попереднього застосування хімічних препаратів.

Отримані результати можуть слугувати підґрунтям для розробки альтернативної традиційній технології очищення стічних вод фармацевтичних підприємств.

**Література:**

1. Global Pharmaceutical Industry [Електронний]. – Режим доступу: <https://www.reportlinker.com/ci02257/Pharmaceutical.html>– 01.10.2017. – Назва з екрану.
2. Shiyue L. Experiment Study for the Treatment of Pharmaceutical Comprehensive Wastewater / L. Shiyue, L. Qin, W. Heli, Y. Li, Y. Han. // 2nd International Conference on Civil, Transportation and Environmental Engineering. – 2017. – Vol. 135. – P. 272–277

## ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ МЕТОДИ ОПРІСНЕННЯ ВИСОКОМІНЕРАЛІЗОВАНИХ ВОД

*Гомеля М.Д., Трус І.М., Грабiтченко В.М.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [inna.trus.m@gmail.com](mailto:inna.trus.m@gmail.com)*

Внаслідок інтенсивного використання людством водних ресурсів та скиду стічних вод без належного очищення відбуваються значні кількісні і якісні зміни у джерелах водокористування.

Стічні води, що утворюються під час технологічних процесів скидаються до річок або водоймищ, а в приморських районах – у прибережну зону морів. Велика кількість забруднювачів надходить у водойми із шахтними стічними водами. Це призводить до того, що водні джерела у південно-східних областях України характеризуються підвищеними концентраціями сульфатів, хлоридів та іонів жорсткості. Використання такої води без належної підготовки неможливе. Окрім цього, кількість стічних вод, що скидаються, практично рівна дефіциту прісної води, від якого потерпають ці регіони. Враховуючи це, інколи доцільним є використання морської води після її опріснення.

Опріснення високомінералізованих вод з метою отримання прісної води є досить перспективним для вирішення проблем дефіциту водних ресурсів. Найчастіше для цього використовуються мембранні методи очищення. Вони забезпечують необхідну якість опріснення води, але супроводжуються утворенням небезпечних концентрованих відходів. Існуючі технології переробки концентратів є дорогими та неефективними. Тому на практиці ці концентровані відходи просто скидаються у навколишнє середовище.

Одним із реальних виходів із цієї ситуації є широке впровадження сучасних комплексних технологій водоочищення. Це дозволить не лише знизити дефіцит прісної води, але й забезпечити належну переробку утворених рідких відходів, яка не буде передбачати їх захоронення на полігонах [1].

Метою роботи було вивчення процесів комплексної очистки високомінералізованих вод з подальшою повною переробкою утворених рідких відходів.

Оскільки жорсткість морської води сягає 50-60 мг-екв/дм<sup>3</sup> то перед її баромембранним опрісненням необхідно здійснювати попереднє натрій-катіонне пом'якшення даної води. При використанні сильнокислотного катіоніту КУ-2-8 було досягнуто ефективне пом'якшення морської води навіть при концентрації солей в ній до 30 г/дм<sup>3</sup>.

Слід відмітити, що при зворотноосмотичному знесоленні морської води Азовського моря відбувається отримання концентрату із вмістом солей хлориду та сульфату натрію на рівні 4 %. В результаті проведених досліджень було встановлено, що використання даних концентратів доцільне для регенерації сильнокислотного катіоніту, оскільки відбувається ефективна десорбція іонів жорсткості з сильнокислотного катіоніту КУ-2-8.

Для глибокого пом'якшення води був застосований слабкокислотний катіоніт Dowex-Mac-3. Він забезпечував ефективне пом'якшення води навіть при концентрації солей в ній до 100 г/дм<sup>3</sup>. Регенерацію даного катіоніту проводили послідовно, тобто розчини соляної кислоти після регенерації сильнокислотного катіоніту використовували для регенерації слабкокислотного. Ефективність регенерації досягала 96 %.

Ще однією важливою проблемою зворотноосмотичного знесолення води є розділення аніонів (хлоридів, сульфатів та нітратів) на стадії її попередньої обробки. Розділення аніонів солей проводили при використанні високоосновного аніоніту АВ-17-8. Було встановлено, що при наявності у воді лише двох аніонів, із підвищенням їх концентрації у воді, ефективність розділення аніонів знижується. В разі присутності у воді одразу хлоридів, сульфатів та нітратів вирішити проблему їх повного розділення практично неможливо, тому що селективність аніоніту АВ-17-8 по сульфатах близька по селективності по нітратах. Але, в цілому на першому етапі їх розділення відбувається практично повна сорбція нітратів та сульфатів при їх повному відділенні від хлоридів. В процесах іонообмінного розділення аніонів дуже важливим є питання регенерації аніоніту. Використання для

регенерації аміаку, карбонату калію, соди та поташу робить перспективним подальше використання регенераційних розчинів у виробництві мінеральних добрив.

Отже, за умови попереднього вилучення сульфатів та нітратів задача утилізації концентратів зводиться до переробки розчинів, що містять лише хлориди.

При дослідженні зворотньоосмотичного знесолення води, забрудненої хлоридом натрію на мембранах низького тиску було встановлено, що при двоступеневій обробці концентрату, вміст хлоридів в ньому становить 16-17 г/дм<sup>3</sup>. Тому в подальшому при вивченні процесів електрохімічної переробки хлоридних відходів використовували розчини з концентрацією хлориду натрію до 30 г/дм<sup>3</sup>.

Процес переробки рідких хлоридних відходів здійснювали в дво- та трикамерних електролізерах. Головною метою переробки було отримання продуктів, придатних для подальшого використання, а саме: розчинів окислених сполук хлору, концентрованих розчинів хлориду натрію або алюмінієвих коагулянтів. При проведенні електролізу важливим фактором є рН середовища в анодній камері електролізера, оскільки при лужній реакції середовища відбувається утворення кисню, а в нейтральному або слабкокислому – утворення окислених сполук хлору.

При використанні двокамерного електролізера було встановлено, що ефективність процесів окислення хлоридів зростає при підвищенні анодної густини струму, але при цьому суттєво знижується вихід за струмом по активному хлору. В даному випадку концентрація активного хлору в розчині сягала 270 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Така незначна концентрація робить сумнівними перспективи подальшого використання цих розчинів для дезінфекції або знезараження води.

Тому досить перспективним напрямком переробки хлоридних розчинів є їх використання для концентрування хлориду натрію. При цьому можна отримати розчин із концентрацією хлориду натрію до 180 г/дм<sup>3</sup>, який в подальшому можна використовувати для отримання концентрованих розчинів гіпохлориту натрію.

Слід відмітити, що процесі отримання окислених сполук хлору відбувається втрата активного компонента за рахунок дегазації. Для зменшення цих втрат доцільно застосовувати аніоніт АВ-17-8 для фіксації хлорит- та гіпохлорит-аніонів. Процес проходив ефективно і ємність аніоніту досягала 3000 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Після вичерпання ємності іоніту, його регенерували розчинами лугу або соди. В даному випадку досягалось практично повне відновлення ємності іоніту, а при дробному методі регенерації концентрація активного хлору в розчинах сягала 4,4 – 6,1 %, що є задовільним результатом при подальшому використанні отриманих розчинів.

Ще одним цікавим варіантом переробки рідких хлоридних відходів є отримання алюмінієвих коагулянтів при використанні алюмінієвого аноду. Процес проводили в трикамерному електролізері. В результаті електролізу в анодній камері було отримано розчин алюмінієвого коагулянту в концентрації до 16 %. Головними продуктами в даному випадку є 1/3 гідроксохлорид алюмінію з домішками хлориду алюмінію. В катодній камері електролізера відбувалось отримання лугу, концентрація якого досягала 1400 мг-екв/дм<sup>3</sup>. З даного розчину за відомими методиками можна отримати луг з концентрацією до 40 %.

Таким чином, повністю вирішення проблеми очищення високомінералізованих стічних вод досягається при повній переробці рідких відходів у корисні продукти, що дозволяє говорити про реалізацію концепції екологічного виробництва.

#### **Список використаної літератури:**

1. Трус І. М. Спосіб концентрування розчинів лугу при електрохімічній переробці елюатів, що містять солі натрію / І. М. Трус, М. Д. Гомеля, Радовенчик Я. В. // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2013. – № 5/6 (65). – С. 20-23.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф-70 Державного фонду фундаментальних досліджень

## РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧІ ТЕХНОЛОГІЇ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ РОСЛИННОГО СИРОВИНИ

<sup>1</sup>М.Д. Гомеля, <sup>1</sup>В.І. Воробйова, <sup>1</sup>О.Е. Чигиринець, <sup>2</sup>М.І. Скиба, <sup>1</sup>Ю.Ф. Фатєєв, <sup>1</sup>І.М. Трус,  
<sup>3</sup>С.Ю. Ліпатов

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна, 03056,

<sup>2</sup>ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет України»

<sup>3</sup>Київський національний університет технологій та дизайну

E-mail: [vorobyovavika1988@gmail.com](mailto:vorobyovavika1988@gmail.com)

В останні роки стрімко збільшується попит на косметичні продукти, що містять в своєму складі компоненти рослинного походження. При цьому косметичні вироби повинні не тільки надавати моментальний ефект (пом'якшення, зволоження, надання певного кольору, тону і маскування недоліків шкіри в разі декоративної косметики), але і мати привабливий зовнішній вигляд, а також містити в своєму складі речовини, що володіють різними функціональними властивостями. Особливу увагу на сьогоднішній день приділяється косметичним засобам, що містять в своєму складі біологічно активні добавки (БАД). Розробка спеціалізованих продуктів, а саме біологічно активних добавок є одним з пріоритетних напрямків в хімічній технології. Асортимент БАД постійно розширюється. Все більшої популярності набувають добавки, широкої функціональної спрямованості, і можливості використання в косметичній промисловості [1]. Значний теоретичний і практичний інтерес у виробництві нових форм БАД представляє використання рослинних екстрактів. Екстракти, а не самі подрібнені рослини, є джерелом функціональних інгредієнтів. Переваги екстрактів пов'язані з тим, що вони містять фіксовану кількість біологічно активних компонентів, рівень яких вище, ніж у вихідному рослинній сировині при його нативном використанні.

У зв'язку з цим, актуальним є розробка біологічно активних добавок з рослинних екстрактів. В останні десятиліття активно досліджуються біологічно активні речовини рослин, вивчаються їх властивості, удосконалюються способи їх виділення з рослинної сировини, а також застосування їх в різних галузях промисловості (косметичної, харчової, медичної, фармацевтичної). Тому метою роботи стало пошук рослинної сировини перспективного для отримання екстрактів з високим вмістом біологічно активних сполук. Перспективним сировиною для отримання органічних сполук є великотоннажні відходи сільського господарства, в першу чергу ті, які концентруються на великих переробних підприємствах. Накопичуються відходи, з одного боку, створюють екологічні проблеми, а з іншого - є повноцінними джерелами багатьох біологічно активних сполук, що може служити сировинною базою для косметичної, хімічної, хіміко-фармацевтичної та інших галузей промисловості.

Одним з перспективних джерел природних БАД, а саме антиоксидантів є виноград, який містить кілька класів поліфенолів: антоціани, фенолокіслоти, флавоноли, лейкоціанідин, катехіни і їх олігомери проантоціанідіни, звані танинами. Після використання цієї ягідної культури поблизу переробних підприємств скупчується величезна кількість відходів - насіння, макухи і гребенів винограду. Вторинна сировина становить до 20% кількості винограду, що переробляється, з якого отримують цілий ряд вторинних продуктів виноробства - етиловий спирт, винну кислоту, виноградне масло, харчові барвники. При більш повному використанні вторинної сировини з нього можна отримати енантовий ефір, танін, ферментні та вітамінні препарати, амінокислоти, кормові дріжджі та ін. З вичавок винограду отримують борошно, що використовується в



хлібопекарській промисловості [2]. Однак перераховані вище способи переробки винограду використовуються не так часто.

Таким чином, питання використання вторинної сировини, а саме гребенів винограду, є актуальним питанням раціонального використання вторинних ресурсів і важливим напрямком у створенні безвідходних технологій переробки винограду. Хімічний склад продуктів переробки винограду включає сполуки, які мають різні класи - вуглеводи, органічні кислоти, фенольні, азотисті, мінеральні та інші речовини. Фенольні сполуки являють собою один з найбільш поширених і численних класів біологічно активних речовин, що містять ароматичні кільця з вільною або пов'язаною гідроксильною групою. Фенольні сполуки, в ароматичному кільці яких є більше однієї гідроксильної групи, називаються поліфенолами. Інтерес до фенольним сполукам рослинного походження не випадковий і пов'язаний з широким спектром їх біологічної активності і низькою токсичністю (за винятком самого фенолу). Найбільш численним класом природних фенольних сполук є флавоноїди.

Напрямок біологічної дії флавоноїдів містяться в гребенях винограду пов'язано з фізико-хімічними властивостями різних структур, в тому числі з конформаціями молекул, наявність яких забезпечує, наприклад, радіопротекторних і антиоксидантні властивості. Все флавоноїди можна розглядати як 2 (3) (4) -фенільні похідні хроману: флавани, ізофлавани, неофлавани або 1,1-, 1,2- і 1,3-дифенілпохідні пропану, за винятком - халкону і дигідрохалкону [3].

Компонентний склад отриманого екстракту залежить від виду обраного екстрагента. Екстракти можуть бути водними, олійними, спиртовими або отриманими за допомогою органічних розчинників. Для екстрагування можуть застосовуватися розчинники як полярні (хлороформ, ефір і інші), так і неполярні (чотирихлористий вуглець, перхлоретілен, гексан та аналогічні вуглеводні, петролейний ефір, бензин і т.д.). При цьому різні розчинники екстрагують лише цілком певні компоненти рослинної сировини, а недоліком є відносно низька концентрація і ступінь вилучення біологічних активних речовин (БАР). Одним із шляхів підвищення ефективності процесу вилучення є пошук екстрагентів, а так само бінарних і потрійних систем, що забезпечують високий ступінь вилучення цільових компонентів.

Останнім часом все більшої популярності отримали кошти інтенсифікації процесу вилучення БАР з рослинної сировини [4], за рахунок використання при екстракції водних розчинів отриманих шляхом обробки контактної нерівноважної низькотемпературної плазми (КНП). Плазмовий розряд генерується між електродами знаходяться в газовій фазі, і поверхнею рідини, в обсязі якої знаходиться другий електрод. Таким чином, хімічні перетворення на межі розділу фаз обумовлені комплексним впливом: електрохімічним окисненням-відновленням; реакціями фотолиза, ініційованих УФ - опроміненням; потоком заряджених частинок з газової фази на поверхню рідкого середовища. Екстракцію проводили - мацерацією з періодичним перемішуванням протягом 24 годин. Тому метою роботи стало дослідження компонентного складу спиртового і водно спиртового екстракту гребенів винограду, на основі водних розчинів оброблених контактною нерівноважною низькотемпературною плазмою.

Компонентний склад гребенів винограду досліджували методом хромато-мас-спектрометрії на газовому хроматографі «FINNIGAN FOCUS» в якості детектора з газовим хроматографом. Відносний кількісний вміст компонентів екстракту розраховано методом внутрішньої нормалізації площ піків без коригувальних коефіцієнтів чутливості.

Згідно з отриманими даними хромато-мас-спектрального аналізу в складі сполук ізопропанольних екстракту гребенів винограду міститься близько 22 індивідуальних компонента, присутніх в кількості більше 0,2%. Всі вони є відомими сполуками і легко

ідентифікуються по мас-спектрам і лінійним індексам утримування. Основними компонентами є спирти: гексан-2-ол (1,1%), бензиловий (1,0%) і фенілетиловий спирти (1,3%); альдегіди (бензойний (2,6%), бузковий (5,9%) і коричний альдегід (5,8%), 2-гексаналь (2,4%), Е-цитраль (1,9%). В екстракті гребенів винограду міститься підвищений вміст терпенових сполук: ліналоола (14,1%), гераніола (9,9%), карвакрола (8,9%), камфена (1,4%) і неролу (15,9%). В мінорному кількості міститься по 1% складних ефірів і гетероциклів.

При використанні водно-спиртових розчинів міститься 30 індивідуальних компонентів, присутніх в кількості більше 0,2%. Основними компонентами є водорозчинні поліфенольні сполуки (14,9%), виявлені в невеликих кількостях флавонолигнани - хризоліт (1,4%), апігенін (0,4%), лютеолін (1,1%). В отриманому екстракті ідентифіковані катехіни. Їх відрізняє наявність двох асиметричних атомів вуглецю C2 і C3, тому кожен катехін існує у вигляді чотирьох ізомерів і двох рацематів. Домінують (+) - катехін і (-) - епікатехіни (рисунок 1). Володіють найбільш високою Р-вітамінною активністю в порівнянні з іншими флавоноїдами. За допомогою спектрофотометричного методу аналізу встановлено, що кількісний вміст фенольних сполук, представлених флавоноїдами, катехінами і фенолкарбоновими кислотами збільшується при екстракції водно-спиртовим розчином, що приготовлений на основі води обробленої КНП.

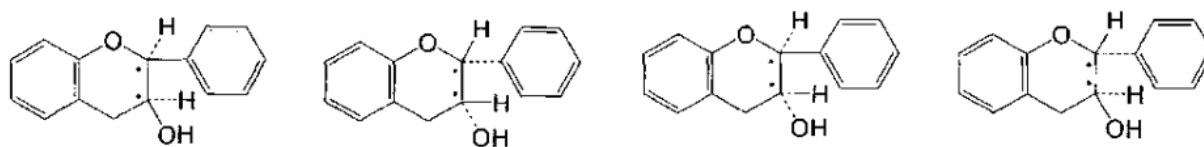


Рис. 1. Структурні формули катехинів

а) 1-247.(-)-епікатехін; б) 1-248. (+)-епікатехін; в) 1-249. (+)-епікатехін; 1-250. (-)катехін

Таким чином, аналіз отриманих даних свідчить, що використання водно-спиртових розчинів, приготованих на основі води обробленої КНП, призводить до інтенсифікації процесу екстракції біологічно активних сполук з гребенів винограду.

### Література

1. Головкин Б. Н. Биологически активные вещества растительного происхождения. В 3 т. Т. I. / Б.Н. Головкин, Р.Н. Руденская, И.А. Трофимова, А.И. Шретер; Отв. ред. В.Ф. Семихов. – М.: Наука, 2001. – 350.
2. Майоров В.С. Использование отходов виноделия для производства естественных красителей / В.С. Майоров, Р.Д. Бегунова. – М.: ЦИНТИпищепром, 1962. – 28 с.
3. Rao C. N. Influence of bioflavonoids on the collagen metabolism in rats with adjuvant induced arthritis / C. N. Rao, V. H. Rao, B. Steinmann // Ital J Biochem. – 1981. – 30. – P. 54-62.
4. Воробьева В.И. Экстракция растительного сырья водно-спиртовыми растворами обработанных контактной неравновесной низкотемпературной плазмой / В.И. Воробьева, М.И. Воробьева, Е.Э. Чигиринец, А.А. Пивоваров // «Авиа-2015», XII Международная научно-техническая конф. , 28-29 апреля 2015 г. – К.; НАУ, 2015. – С. 26.70

## ВИЗНАЧЕННЯ ЯКОСТІ ТА БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ БЮВЕТНОЇ ВОДИ

*Гончарова І.В., Язвінська К.В.*

*Київський національний торговельно-економічний університет, Україна, м. Київ,  
irina.goncharova.knteu@gmail.com*

Сьогодні екологічна ситуація в Україні вимагає наукового підходу до використання природної питної води, оскільки вона є найважливішим компонентом життя усіх організмів. Здоров'я людини на 70 % залежить від якості та безпечності води та перебуває в прямому взаємозв'язку зі складом природних вод у джерелах, з яких здійснюється регулярне водопостачання [1].

Питна вода повинна відповідати державним стандартам і санітарному законодавству за органолептичним аналізом, хімічним та мікробіологічним складом, радіологічними показниками [2]. В організмі людини питна вода виконує важливі функції: зберігає структуру ДНК, здійснює доставку кисню в клітини, захищає кістки й суглоби, є засобом для видалення шлаків, регулює температуру тіла, забезпечує зволоження клітин і суглобів, підтримує імунну систему, виступає важливим компонентом травних соків [3].

Якість та безпечність питної води зумовлені комплексом органолептичних, хімічних та фізико-хімічних властивостей, які визначають придатність води для споживання.

Сьогодні велика частка киян використовує у повсякденному житті бюветну воду. По-перше, на відміну від водопровідної води її не знезаражують хлором. По-друге, бюветна вода надходить з артезіанської свердловини. Артезіанський водопровід м. Києва експлуатує свердловини двох водоносних горизонтів: сеноман-келовейського та середньоюрського. Воду з цих горизонтів піднімають насосами з глибини від 180 до 360 м. Разом з цим у Києві існує централізована система водопостачання. Для кожного району збудовані пункти роздачі води із артезіанських свердловин у бювети.

Виробничий контроль за показниками якості питної води, що отримується з бюветів, здійснюється відповідно до статті 44 Закону України “Про питну воду та питне водопостачання” органами державної санітарної служби.

Метою даної роботи було дослідження якості та безпечності води 18 бюветів Деснянського району м. Києва. Проби бюветної води було проаналізовано за хімічними та фізико-хімічними показниками. Визначено твердість води, активну кислотність та вміст йонів Феруму. Проведено адсорбційне очищення бюветної води від йонів Феруму(III). Досліди проводили в лабораторіях кафедри товарознавства, управління безпечністю та якістю КНТЕУ при кімнатній температурі.

З'ясовано, що найкращу якість за органолептичними показниками має вода з бюветів по вул. Курчатова, 8-б та вул. Жукова, 29.

Твердість води – це сукупність властивостей води, обумовлених наявністю в ній катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  та  $\text{Mg}^{2+}$ . У природних умовах солі надходять у воду внаслідок взаємодії розчиненого карбон(IV) оксиду з карбонатними мінералами, хімічного вивітрювання та розчинення гірських порід.

Вміст солей впливає на органолептичні властивості води, надаючи їй гіркуватого смаку та може приводити до різних захворювань. Наслідками твердості води є захворювання на гастрит і дуоденіт, виразкову хворобу та виникнення так званих “кам’яних захворювань”: сечокам’яна, нирковокам’яна, жовчнокам’яна хвороби, а також подагри. Вода з низькою твердістю сприяє виникненню серцево-судинних захворювань.

Для визначення твердості води використовували комплексометричний метод, який базується на взаємодії катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  з трилоном Б в аміачному буферному розчині (рН = 9,5) з утворенням внутрішньо-комплексних сполук. Твердість питної бюветної води

не повинна перевищувати 7 ммоль·екв/л відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 [2]. Визначено, що води бюветів по вул. Бальзака, 63, Закревського, 85, Сабурова, 9/61 та Маяковського, 54/9 не відповідають стандарту.

За прийнятою класифікацією можна зробити висновок, що перевірена бюветна вода у Деснянському районі м. Києва за твердістю коливається від доволі твердої до твердої.

Активну кислотність води визначали методом рН-метрії. В дослідних зразках бюветної води активна кислотність знаходиться в межах рН = 7-8. Відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 [2], кислотність бюветної води має знаходитися у межах рН = 6,5-8,5. Таким чином, всі зразки бюветної води відповідають вимогам стандарту.

Ферум – один з основних елементів природної води. В природних водах Ферум може перебувати у вигляді двох- і тривалентних йонів, колоїдів органічного та неорганічного походження, таких як  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{FeS}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , комплексних сполук з гумату та фульвокислот, а також у вигляді тонкодисперсної суспензії. Підвищений вміст йонів Феруму у воді додає їй іржавий колір та металевий присмак. Сполуки Феруму відкладаються в органах і тканинах, що, в свою чергу, може привести до порушення функції слизової оболонки шлунка. Для визначення вмісту йонів Феруму застосовували спектрофотометричний метод, заснований на утворенні червоно-фіолетової комплексної сполуки Феруму(III) з сульфосаліциловою кислотою при рН = 1,8-2,5.

Загальна кількість йонів Феруму практично в усіх зразках бюветної води перевищує норму (0,2 мг/л) [2], що скоріше за все пов'язано із застарілими металевими трубами.

Сьогодні серед методів очищення води природних джерел можна виділити: відстоювання, фільтрацію, ультрафільтрацію, зворотній осмос, йонний обмін та сорбційне очищення. Найбільш актуальним є сорбційний метод. Відомо, що сорбент має здатність взаємодіяти та зв'язуватись із сорбатом (забрудником) шляхом адсорбції, абсорбції, йонного обміну, комплексоутворення. Адсорбенти, абсорбенти, йонообмінні матеріали, комплексоутворювачі – безпосередньо засоби очищення природної води [4]. Одночасно широкого застосування набуло очищення води від йонів Феруму різними методами. Відомі реагентні, каталітичні, йонообмінні, біохімічні методи знезалізення води [5].

В лабораторіях кафедри товарознавства, управління безпечністю та якістю КНТЕУ при  $t=20^\circ\text{C}$  проведені досліді стосовно очищення проб бюветної води від йонів  $\text{Fe}(\text{III})$  з використанням активованого вугілля. Встановлено оптимальні параметри: співвідношення адсорбенту та адсорбату, час адсорбції, температуру дослідів. Визначено адсорбцію йонів Феруму(III) із модельних водних розчинів. Побудовані ізотерми адсорбції Ленгмюра та Фрейндліха. Розраховані константи ізотерм адсорбції. Показано, що з ростом концентрації йонів Феруму(III) в модельних водних розчинах адсорбція  $\text{Fe}(\text{III})$  на вугіллі збільшується. В пробах бюветної води після адсорбції вміст йонів Феруму зменшився в двічі.

Отже, фізико-хімічні методи аналізу мають велике значення при дослідженні якості та безпечності питної бюветної води. Сорбційне очищення води від йонів Феруму(III) є найбільш дієвим та перспективним способом.

#### Література

1. Курик М.В. Проблеми якості питної води в Україні / М.В. Курик, Г.М. Семчук, В.Ф. Скубченко // Міжнародний наук.-популяр. журн. "Физическая экология человека". – 2012. – № 2. – С. 45-53.
2. Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною": ДСанПіН 2.2.4-171-10. – [від 2011.08.15]. – К.: Держспоживстандарт України, 2010. – 25 с.
3. Орлова Н.Я. Біохімія та фізіологія харчування: навч. посіб. / Н.Я. Орлова. – К.: Київ. нац. торг.-екон. ун-т, 2008. – 281 с.
4. Березкин В.И. Введение в физическую адсорбцию и технологию углеродных адсорбентов / В.И. Березкин. – СПб.: Изд-во "Виктория плюс", 2013. – 409 с.
5. Гомеля М.Д., Твердохліб М.М. Дослідження ефективності очищення води від сполук заліза за допомогою модифікованих фільтрувальних завантажень / М.Д. Гомеля, М.М. Твердохліб // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2016. – Т. 2. №10(80). – С. 47-52.

**ТЕМПЕРАТУРНІ РЕЖИМИ ОЧИЩЕННЯ МУНІЦИПАЛЬНИХ СТІЧНИХ ВОД***Грицина О.О.*Національний університет водного господарства та природокористування,  
Україна, Рівне E-mail: gricuna@gmail.com

Водні ресурси перебувають у тісному причинно-наслідковому зв'язку із різноманітними кластерами природи та держави. Серед цих кластерів ЮНЕСКО в праці «Глобальне майбутнє води 2050: п'ять сценаріїв» виділяє: зміни в кліматі, інституцію управління, технології, економіку, безпеку, сільське господарство, інфраструктуру, демографію, етику, соціологію та культуру і політику. При ранжуванні залежності водних ресурсів і екосистем від кожного з цих кластерів найбільшу оцінку отримав причинно-наслідковий зв'язок із зміною клімату (3,0), сільським господарством (3,0), технологіями (2,8). Також всі наведені кластери перебувають у тісному взаємозв'язку з «енергією». Так, Організація Об'єднаних націй в своєму щорічному звіті «Вода і енергія» наводить тісні взаємозв'язки між водними ресурсами і енергетичними ресурсами та підприємствами. Проте в цьому взаємозв'язку на наш погляд варто вказати ще одну залежність – значення стічної води. Стічна вода – цінний ресурс з точки зору отримання енергії та ресурсів. Енергію стічних вод можна умовно розділити на енергію біомаси та теплову енергію. Енергія біомаси дозволяє отримати біогаз тоді як теплова енергія води дозволяє отримати тепlopостачання чи холодопостачання для процесів чи об'єктів. Крім того стічна вода є ресурсом який поповнює водні об'єкти.

Згідно звіту ООН «Вода і енергія: 2014» жителями світу витрачається води близько 469 км<sup>3</sup> в рік та промисловістю 731 км<sup>3</sup>/рік, країнами Східної Європи близько 20 км<sup>3</sup>/рік та промисловістю 60 км<sup>3</sup>/рік. Температура води при водозаборі із підземного джерела коливається в межах 5-10 °С, при водозаборі з поверхневого джерела 10-15 °С. За попередніми оцінкою на забір, водопідготовку та транспортування холодної води в Швеції витрачається 0,46 кВт·год/м<sup>3</sup> тоді як гарячої води близько 50 кВт·год/м<sup>3</sup>.

Таким чином на каналізаційні очисні споруди надходить вода з температурою ~ 12-30 °С. Основними чинниками, що впливають на температуру стічних вод, є кліматичні умови, ступінь благоустрою будівель, наявність гарячого водopостачання, наявність нагрітих виробничих стічних вод, що скидаються у міську каналізацію, вид джерела водopостачання. При очищенні забруднень стічних вод в системах з окисненням органічних речовин та нітрифікацією в США витрачається від 45 кВт·год/м<sup>3</sup> електричної енергії на 100 мг забруднень. Таким чином людство для задоволення своїх потреб вносить у стічну воду як забруднення так і додаткову енергію.

Удосконалення парадигми «чиста вода»: споживач «чистої води» повинен повернути «чисту воду» в екосистему з показниками близькими до природного джерела води. В першу чергу під показниками розуміємо кількісне значення теплової енергії води. Враховуючи причинно-наслідковий зв'язок між водними ресурсами та зміною клімату, повернення очищеної стічної води в екосистему із більшою тепловою енергією приводить до теплового дисбалансу в екосистемах і до відповідних наслідків. Тому важливим є для міських та промислових вод (в світі ~1200 км<sup>3</sup>/рік) утилізувати витрачену на підігрів води теплову енергію. Таким чином коло задач, що ставиться перед каналізаційними очисними спорудами в 21 столітті розширюється: це комплекс споруд по очищенню стічної води від забруднень та утилізації енергії стічної води. Парадигма «чиста вода» доповнюється до традиційного очищення від забруднень ще й утилізацією енергії стічної води до значення природних джерел.

Більшість каналізаційних очисних споруд України потребують модернізації. Однією з умов модернізації споруди є забезпечення ефективного видалення органічних речовин та сполук азоту, зокрема амонійного азоту. Для розроблення проектних пропозицій з такої модернізації важливим є вірне визначення розрахункової температури процесу нітрифікації. Адже допущена помилка може привести до частого виносу нітрифікуючих мікроорганізмів із реакторів очищення і як наслідок погіршення процесу нітрифікації. В

період з 16 січня по 05 серпня 2017 року були проведені дослідження температурного режиму очищення стічної води вздовж профілю основної технологічної лінії споруд м. Рівне. Результати досліджень температурного режиму очищення вздовж профілю очисних споруд наведені на рис. 1. Для демонстрації результатів досліджень вибрані дати за період досліджень. Результати можна розділити на дві групи: перша група – коли відбувається поступове охолодження стічної води вздовж основного профілю очисних споруд (січень-квітень) і друга група – коли навпаки спостерігається не значне підвищення температури стічної води (травень-серпень). Від 1 до 6 датчика відбувається зміна середовищ: освітлена стічна вода – суміш стічної води та активного мулу – відстояна стічна вода. Варто зазначити, що додатковий і суттєвий вплив на температурні режими здійснює рециркуляційний активний мул, який постійно перебуває в системі аеротенк-вторинний відстійник. Серед основних причин охолодження стічної води першої групи є поступове перевищення тепловтрат стічної води над надходженнями тепла. Охолодження стічної води відбувається на 1-2 °С (1-2 рис. 1). Час вимірювань від 1 до 6 датчика температури становить 12-14 годин.

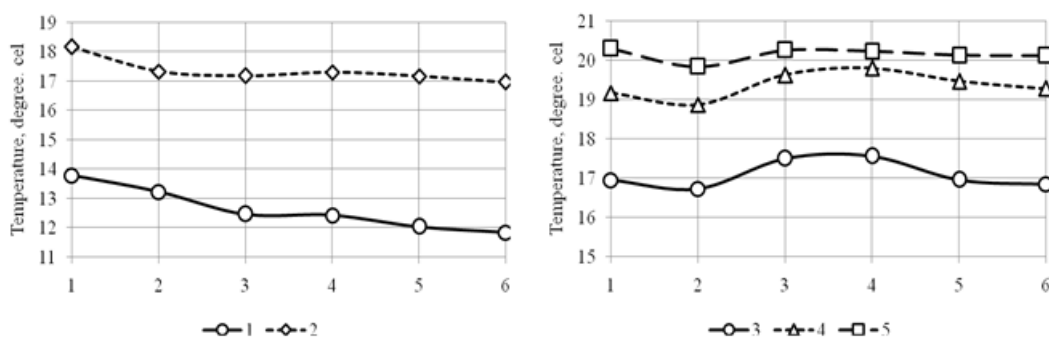


Рис. 1. Результати досліджень температурного режиму очищення вздовж профілю очисних споруд: 1 – дані за 08.02.17 ; 2 – 08.04.17; 3 – 08.05.17; 4 – 08.06.17; 5 – 08.07.17. Точки 1-6 відповідають схемі розташування датчиків температури.

Цікавими є результати досліджень другої групи. Зокрема при змішуванні освітленої стічної води з рециркуляційним активним мулом т. 3 рис. 1 (справа) відбувається незначне збільшення температури суміші стічної води та активного мулу. Це збільшення температури фіксується і в т. 4, рис. 1 (справа). Серед причин можемо вказати спосіб перекачування рециркуляційного активного мулу (муловий насос ФГ 216/24) який призводить до збільшення температури рециркуляційного мулу на 0,5-1 °С та термодинамічні процеси перемішування стічної води з рециркуляційним мулом та повітрям. Коефіцієнт рециркуляції активного мулу становить 0,5-0,9. Температура повітря досягає 60-70 °С. Крім того додаткове надходження тепла забезпечують біологічні процеси, що відбуваються в аеротенку. Таким чином в травні-серпні відбувається незначне перевищення теплонадходжень над тепловтратами в системі, що досліджується. Для більш детального пояснення результатів планується побудувати балансову схему енергії процесів системи первинний відстійник-аеротенк-вторинний відстійник.

Результати досліджень дозволяють виконувати детальний аналіз температурних режимів процесів очищення стічних вод відносно чотирьох середовищ, виявляти причини погіршення якості очищення, виконати вибір проектної мінімальної температури для забезпечення проведення процесу нітрифікації. Особливо це важливо в зимовий період та період інтенсивних атмосферних опадів для прийняття оперативних технологічних рішень. Матеріал підготовлений в рамках виконання проекту “Комплекс ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних та військових об’єктів” (0116U007384).

## АДСОРБЦІЯ ОРГАНОГЛИНАМИ ЙОНІВ ХРОМУ (VI) З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ

*Грицюк Я.О., Голембівський А.О.*

*КПІ імені Ігоря Сікорського, Україна, Київ, a.golemb@yahoo.com*

Агенство з охорони навколишнього середовища США виділяє наступні важкі метали, що становлять серйозну небезпеку для здоров'я людини: сурма, миш'як, берилій, кадмій, хром, мідь, свинець, ртуть, нікель, селен, срібло, талій та цинк. Серед перелічених, особливо складною задачею є вилучення аніонних форм важких металів, зокрема хрому. Видалення Cr(VI) з водних середовищ утруднюється тим, що даний метал розчинний у широкому діапазоні рН, а негативний заряд робить його дуже мобільним у підземних водоносних горизонтах ґрунтів. Тому задача очищення забруднених вод від йонів важких металів, у тому числі сполук Cr(VI), є актуальною проблемою сучасності.

Для вилучення Cr(VI) з водного середовища використовують зазвичай хімічне осадження, мембранну фільтрацію, електродіаліз та зворотній осмос. Перераховані методи мають багато недоліків, а саме високу ціну реагентів, необхідність великої кількості енергії, утворення токсичних мулів та інших відходів, що потребують подальшого очищення. Одним із найефективніших способів вилучення важких металів із водних середовищ є сорбційний метод. Враховуючи, що використання іонообмінних смол потребує значних витрат, в природоохоронних цілях широко використовуються природні силікатні матеріали та матеріали на їх основі. Такі матеріали мають достатньо високу катіонообмінну здатність і можуть бути використані як сорбенти для вилучення катіонів металів. Проте, адсорбція аніонів на поверхнях силікатів дуже обмежена. Тому, для підвищення сорбційної ємності силікатних мінералів відносно аніонів важких металів застосовують модифікування їх поверхні поверхнево-активними речовинами (ПАР).

В якості об'єкту дослідження було взято природний силікат з шаруватою структурою – монтморилоніт з Черкаського родовища з катіонною обмінною ємністю (КОЄ) 1,0 мМ/г. Глинистий матеріал очищали від домішок методом седиментації грубодисперсної фази. Для модифікування поверхні монтморилоніту була взята сіль чотирьохзаміщеного амонію - гексадецилтриметиламоній бромід (ГДТМА,  $(C_{16}H_{33})N(CH_3)_3Br$ , Sigma-Aldrich). Попередньо суспензію Na-монтморилоніту обробляли на ультразвуковому диспергаторі УЗДН-2Т до гомогенного стану протягом 3 хв та змішували з відповідними кількостями ГДТМА та перемішували на магнітній мішалці впродовж 1 год. Модифікування органоглини проводили у співвідношеннях ПАР/КОЄ від 0,25 до 2,5. Отримані матеріали промивали дистильованою водою та висушували при температурі 80 °С. В сорбційних експериментах використовували дихромат калію  $K_2Cr_2O_7$ . Сорбцію проводили в статичних умовах при температурі 25 °С. Іонну силу розчину (0,01 М) встановлювали з допомогою NaCl. Співвідношення Т:Р становило 1:500. Після встановлення адсорбційної рівноваги (протягом 1 години) водну фазу відділяли центрифугуванням та визначали в ній рівноважну концентрацію металу спектрофотометричним методом (UNICO 2100UV) з використанням реагенту дифенілкарбазиду при довжині хвилі 540 нм.

Адсорбція на природному зразку (монтморилоніті) аніонних форм Cr(VI) є незначною. В той же час, для модифікованих зразків, зі збільшенням співвідношення ПАР/КОЄ від 0,25 до 2,5 спостерігається поступове підвищення величин сорбції, від 0,2 до 41,3 мг/г. Для зразка із максимальним ступенем вилучення, величини сорбції зменшувалися із підвищенням рН. Максимальні значення сорбції (41,7 мг/г) були отримані у кислому діапазоні рН, а у діапазоні рН 1-6 адсорбція хроматів незначно знижується до значень 41,1 мг/г. У діапазоні рН між 6 – 8 спостерігаємо різке падіння адсорбції до 30,8 мг/г, що пов'язано із переходом однозарядної форми хромату у двозарядну.

Можна зробити висновки, що отримані дані свідчать про те, що адсорбційна ємність отриманої органоглини при значеннях рН близьких до нейтральних є достатньою для вилучення хроматів із водних розчинів.

# ОЦІНКА ПРИЧИННО-НАСЛІДКОВОГО СТАНУ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ДОНБАСУ В УМОВАХ НЕСТАБІЛЬНОЇ СИТУАЦІЇ СЬОГОДЕННЯ

Дерев'янкін Л.С.

Науковий керівник: к.т.н., доц. Топоров А.А.

ДВНЗ «Донецький національний технічний університет», Україна, м. Покровськ, liliia.dereviankina@donntu.edu.ua

Вода є невід'ємною частиною життєдіяльності на планеті Земля, а питна вода – один із найважливіших засобів існування людства. Вченими доказано [1], що вода є запорукою здорового організму, а також що вода впливає на розумову активність. Тому чим якісніший її склад, тим якісніший інтелект здорової людини. Підвищення якості питної води – актуальне питання сьогодення.

Загальноприйняті вимоги [2] споживача води полягають у її безпеці для здоров'я. Вода повинна відповідати гігієнічним нормам: бути безпечною в епідемічному та радіаційному відношенні, мати сприятливі органолептичні властивості та нешкідливий хімічний склад. Для оцінки органолептичних властивостей води визначають її прозорість, запах, смак; для оцінки фізико-хімічних показників – водневий показник, залізо, загальну жорсткість, лужність, сульфати, хлориди тощо. Оцінка якості завжди носила складний характер через високі вимоги до показників та велику кількість факторів, які наносять вплив на їх зниження, а у сучасних умовах різноманітність та поява нових чинників також погіршує ці показники якості. Наприклад, викиди відходів сучасних підприємств, які утилізуються в р. Сіверський Дінець, вже відрізняються від відходів минулого століття, які містять величезну кількість хлорвмісних речовин, сучасних токсикантів, які завдають непоправної шкоди здоров'ю громадян. І це не єдині нові фактори. Тому є доцільність до застосування причинно-наслідкових діаграм задля класифікації усіх чинників.

Взаємозв'язок особливо важливих причин, що погіршують якість води можна зобразити за допомогою діаграми Ісікави [3]. Вона відображає усі фактори для аналізу поставленої проблеми, наглядно представляє аналіз, ідентифікує критичні чинники та допомагає здійснити незалежну класифікацію факторів для уникнення перетинань. Це дає змогу прогнозувати заходи коригування і попередження (рис. 1).



Рисунок 1 – Причини зниження якості питної води у Донецькому регіоні



На діаграмі представлено причинно-наслідковий зв'язок погіршення якості питної води, зокрема, у Донецькому регіоні Мар'їнського району, але така ситуація розповсюджена в усьому регіоні та має загальний характер, є розбіжності відносно аналізу технологій очистки питного водопостачання у сільській і міській місцевостях, відповідно до джерела забору води (підземні води, що за показниками відповідають питній воді або води р. Сіверський Дінець, що підлягають фільтрації і т.д.), з якого добувається вода.

Вагомість причин формулюється і зображується від «голови» поставленої проблеми. Перша категорія причин пов'язана з обладнанням. На прикладі системи водопостачання деяких сіл Донецького регіону проведено аналіз технічного стану головних гідротехнічних споруд (водонапірні башти, резервуари, насосні станції) (табл. 1):

Таблиця 1. Технічна характеристика гідротехнічних споруд Свердловини [4, 5, 6]

№ свердловини / роки будівництва	Глибина, м	Дебіт, м <sup>3</sup> /год	Тип насоса	Потужність насоса, кВт	Продуктивність, м <sup>3</sup> /год	Напір, м	Зношеність обладнання,	Виробнича потужність свердловини, м <sup>3</sup> /добу	Річні обсяги видобування, тис. м <sup>3</sup> /рік
Свердловина №62-С/1990	250	6,0	БЦПС0, 5-100У	1,9	3,6	100	80	144	7,4
Свердловина №91-С/1992	130	10,8	ЄЦВ -6-10/110	5,5	10,0	110	70	259	49,0
Свердловина 19-К/2002	108	5,0	БЦПС0, 5-100У	1,9	3,6	100	60	120	20,0

Резервуари, водонапірні башти

Назва споруди	Рік	Об'єм, м <sup>3</sup>	Висота, м	Стан зносу, %
Резервуар 1	1987	75	3	70
Резервуар 2	1987	75	3	70
Резервуар 3	1979	200	6	70
Водонапірна башта (центр)	1966	50	20	50
Водонапірна башта (південь)	1972	66	22	60
Водонапірна башта (північ)	1981	60	22	80
Водонапірна башта (північ)	1983	66	24	80
Водонапірна башта (конс. завод)	1979	66	22	80
Водонапірна башта (Максимівка)	1980	50	18	60

Водопровідні насосні станції

N ВНС	Тип (марка) насосів	Стан зносу, %	Установлена виробнича потужність ВНС, м <sup>3</sup> /добу	Річні обсяги перекачки, тис. м <sup>3</sup> /рік
N1	ЦНС 60/165	60	1440	90,0
	ЕВЦ 6-10-110	70	240	40,0

Аналізуючи стан водопровідних мереж було встановлено їх основні технічні характеристики: матеріал труб, довжина водопроводу на кожній ділянці мережі, знос, виробнича потужність водопроводу та річні обсяги транспортування. Загальна кількість розглянутих ділянок мережі становить 29 одиниць. З них переважну більшість труб виготовлено з чавуну (24 ділянки) та інші – з поліетилену (5 ділянок). Довжина водопровідних мереж становить: с. Новоукраїнка – 56130 м та с. Максимівка – 5300 м. Зношеність водопроводу сягає в середньому від 80 % до 90 %, за виключенням у разі заміни деяких труб на чотирьох ділянках мережі, де стан зносу – (0 – 5) %. З них ветхі та аварійні (знос у межах 90 – 100 %) – 12.

Згідно аналізу стану водопостачальних об'єктів у місцевому регіоні можна зробити висновки про низький рівень якісного стану водопідготовчого обладнання та великої величини зносу обладнання – у середньому 70 %, а стан зносу водопровідних мереж у середньому складає 80 – 90 %, та носить аварійний характер. Високий показник зносу засвідчує критичність ситуації місцевого водопостачання, а разом з тим і зниження якості питної води у першу чергу через застарілі і зношені обладнання, трубопровід, провокуючи забруднення води, а у подальшому вживання якої призводить до шкідливих наслідків щодо безпеки і здоров'я населення.

До другої категорії вкрай впливових причин відноситься середовище місцевого регіону: збройний конфлікт на Донбасі, який порушує не лише соціально-економічне становище, а й екологічний стан Донбасу – внаслідок військових дій під затопи потрапляють шахти, і як результат шахтні води зосереджуються на поверхні, під обстрілами знаходяться і зазнають аварій фільтрувальні станції (с. Карлівка), хімічно-радіаційне забруднення ресурсів водного забезпечення, ґрунту, розповсюдження небезпечних реагентів у разі розривів снарядів, мін і ін., підривання звалищ промислових та побутових відходів, їхнє займання, що безпосередньо негативно впливає на якість води.

Третя і четверта категорії – це чинники, що виникають у разі недосконалих методів оцінки якості води і технологій її очистки. Наприклад, хлорування води є шкідливим (а у високо розвинутих країнах від хлорування питної води взагалі відмовилися) та в останнє десятиліття його концентрація ще й збільшилася у 1,5 – 2 рази.

Незначний вплив на якість питної води без негативного внеску попередніх категорій становлять причини п'ятої і шостої категорії. Фінансові труднощі не дозволяють використовувати надсучасні технології з очистки води, адже вони надто дорогі для масового придбання.

Оцінка небезпечних чинників дозволяє встановити проблему зниження якості обладнання системи водопостачання, що призводить до значного зниження якості питної води. Тому як проміжну міру слід шукати нові прогресивні технічні методи з підвищення надійності та ефективності існуючого обладнання (водопровідних труб, свердловин, наносних станцій, резервуарів з питною водою тощо).

Одним із напрямків вирішення цієї проблеми є нанесення захисних покриттів на робочі поверхні обладнання. Найбільш доцільним є використання газодинамічного напилення (ГДН) наночастинок [7]. Цей метод дозволяє не лише оброблювати поверхні нового обладнання, а й відновлювати існуюче, тобто подовжувати його ресурс на етапі експлуатації. Безпосередньо знаходження вагомих проблемних ділянок, які є більш сприятливими до негативного впливу на питну воду. Потім визначення таких ділянок та пошук ефективних способів їх реанімації, зокрема ГДН, і вибір тих наночастинок, які б підвищували надійність обладнання системи і не погіршували якість води, а навпаки забезпечували підвищення якості.

Література:

1. Проблеми якості питної води в Україні: фізика питьової води: [Електронний ресурс] / М.В. Курик, Г.М. Семчук, В.Ф. Скубченко // Електр. науч.-попул. журнал «Физическая экология человека» – 2012. – Режим доступу: <http://aurasvit.com/archives/465>
2. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної до споживання людиною». ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ДСанПіН 2.2.4-400-10). – [Чинний від 01.07.2010]. – Міністерство Юстиції України, 2010. – 48 с.
3. Клевлеев В.М. Статистические методы контроля и управления качеством: Учебное пособие / В.М. Клевлеев. – М.: МГУИЭ, 2008. – 538 с.
4. Паспорт артскважины №62-С/1990.
5. Паспорт артскважины №91-С/1992.
6. Паспорт артскважины №16-К/2002.
7. Buhl, S., Breuninger, P., Antonyuk, S.: Optimization of a Laval nozzle for energy efficient cold spraying of microparticles: Materials and Manufacturing Processes (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.surfcoat.2016.10.091>

## СИНТЕЗ СОРБЕНТІВ НА ОСНОВІ ГЛИНИСТИХ МІНЕРАЛІВ ТА РІДКОГО СКЛА

*Дорошенко Д.В.<sup>1</sup>, Пилипенко І.В.<sup>1</sup>, Бащак О.Є.<sup>2</sup>*

*Науковий керівник: чл.-кор. НАН України, д.х.н., проф. Корнілович Б.Ю.*

<sup>1</sup>*Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Україна, м. Київ, [doroshenko\\_dima@ukr.net](mailto:doroshenko_dima@ukr.net)*

<sup>2</sup>*Інститут сорбції та проблем ендоекології НАН України, Україна, м. Київ*

Погіршення екологічного стану водних ресурсів зумовлює розвиток наукових досліджень в області синтезу сорбційних матеріалів з покращеними селективністю та сорбційною ємністю до важких металів і радіонуклідів різного походження. В останні десятиліття значну увагу приділяють так званим напівсинтетичним сорбційним матеріалам на основі природної сировини та спеціального модифікатора. Серед природної сировини перспективними для синтезу сорбентів є глинисті мінерали. Монтморилоніт є одним з основних мінералів, який часто використовують для додаткового модифікування з метою отримання спеціальних матеріалів. Він має достатньо високі катіонообмінні властивості та площу питомої поверхні. Однак, його використання в технологіях водоочищення стримується проблематичністю розділення рідкої та твердої фаз, що пов'язано зі схильністю монтморилоніту утворювати стійкі дисперсні системи. Для вирішення такої проблеми використовують ряд методів: модифікування водорозчинними полімерами, поверхнево-активними речовинами, обробкою розчинами полігідроксокомплексів перехідних металів тощо. Проте, з урахуванням економічності отримуваних матеріалів, актуальним є використання більш дешевих методів, серед яких виділяють обробку монтморилоніту розчинами рідкого скла. Композити отримані за таким методом мають достатньо високі катіонообмінні властивості та досить легко відділяються від розчину завдяки тому, що структурні пакети мінералу зв'язані частинками силікагелю, або вбудовані в його матрицю, в залежності від співвідношення компонентів [1].

Для синтезу зразків до 5 % суспензії Na-форми монтморилоніту додавали відповідний об'єм розчину рідкого скла з масовою концентрацією SiO<sub>2</sub> 27 % та перемішували на магнітній мішалці протягом 1 години. До отриманої суспензії додавали аліквоту 0,5 М розчину сірчаної кислоти та перемішували та залишали для утворення гелю. Отриманий гель витримували 12 годин на повітрі для завершення процесів структуроутворення, висушували при 60°C, розмелювали та просіювали готовий матеріал.

Показано, що монтморилоніт оброблений рідким склом зберігає свої сорбційні властивості при вилученні кобальту (II). В деяких випадках спостерігаються дещо вищі величини сорбційної ємності до 350 мкмоль/г. При цьому для вихідного монтморилоніту ця величина складає 290 мкмоль/г. За аналізом ізотерм сорбції кобальту встановлено, що зразки композиту мають більшу спорідненість до іонів кобальту, ніж вихідний монтморилоніт, що підтверджується більшими величинами константи рівняння Ленгмюра.

Доведено, що використання рідкого скла у якості модифікатора дозволяє отримувати достатньо ефективні та дешеві сорбційні матеріали для вилучення важких металів та радіонуклідів із забруднених вод.

Література

1. Комаров, В. С. Научные основы синтеза адсорбентов / В. С. Комаров. – Минск: Беларус. навука, 2013. – 181 с.

## ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИЛУЧЕННЯ ГУМУСОВИХ РЕЧОВИН З ВОДИ КОМПЛЕКСНИМ КОАГУЛЯНТОМ

*Душко А.Ю., Большак А.П.*

*доц. Косогіна І.В.*

*Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ,*

*fly\_an\_dush@i.ua*

«Червоний шлам» належить до багатотонажних промислових відходів хімічних глиноземних виробництв, який містить у своєму складі велику кількість заліза, крім того алюмінію та титану, тож його доцільно використовувати як вторинну сировину для отримання комплексних реагентів в процесах коагуляції для очищення поверхневих вод від гумусових речовин.

Метою даної роботи є синтез комплексного коагулянту на основі відходів промислових глиноземних виробництв «червоний шлам» та дослідження його ефективності у вилученні гумусових речовин у порівнянні з товарними коагулянтами  $\text{FeSO}_4$  та  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ . Перевірка ефективності використання коагулянтів різного складу та походження проводилась на модельній воді з концентрацією натрієвої солі гумінової кислоти  $10 \text{ мг/дм}^3$ , що відповідає реальному вмісту гумусових речовин у природній воді.

В дослідженні використовували промисловий коагулянт  $\text{FeSO}_4$  та  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  концентрацією  $25 \text{ г/дм}^3$  та комплексний коагулянт, отриманий кислотною активацією червоного шламу сульфатною кислотою. Кислотна активація «червоного шламу» сульфатною кислотою проводилась таким чином. Наважку «червоного шламу» обробляли 30% розчином сульфатної кислоти з наступною термообробкою протягом 2 год.

Проведено рентгенофлуоресцентний аналіз (РФА) осаду, який залишився після кислотної активації для дослідження його складу, з якого видно, що небажані домішки, що містилися в розчині у вигляді солей кальцію залишилися в оброблюваному осаді, так як солі кальцію у коагулянті можуть значно погіршити технологічний процес коагуляції після утворення  $\text{CaSO}_4$ .

В результаті проведення коагуляційних досліджень було визначено оптимальну дозу промислового залізного коагулянту, що становить  $50 \text{ мг/дм}^3$ , зі ступенем вилучення речовин – 91,2%, в той час як алюмінієвого –  $100 \text{ мг/дм}^3$  та ступінь вилучення якого – 98,2%. В утворених осадах після коагуляції обох промислових коагулянтів спостерігається седиментаційна стійкість осадів, що може бути проблемою для промислового очищення води даними коагулянтами. Для вирішення проблеми відділення осадів водоочищення у промисловому масштабі необхідно застосувувати ультрафільтраційні мембрани.

При використанні комплексного коагулянту, що містить сульфати феруму (III) та алюмінію проводилося коректування рН до нейтрального. Оптимальна доза коагулянту становила  $50 \text{ мг/дм}^3$ . При чому ступінь знебарвлення становить 98,2 % та седиментаційної стійкості у зразках не спостерігалось.

Отже, використання промислових коагулянтів та синтезованого комплексного коагулянту має місце в очищенні природних вод методом коагуляції. Виявлено, що комплексний коагулянт, отриманий кислотною активацією червоного шламу сульфатною кислотою більш доцільно використовувати для процесу очищення природних вод, аніж сульфат заліза (II), який очищує воду з меншою інтенсивністю. Щодо алюмінієвого коагулянту, то він показав себе не гіршим коагулянтом з точки зору ефективності, але він потребує більшої дози, аніж комплексний коагулянт на основі «червоного шламу». Ефективність комплексного коагулянту може пояснюватись тим, що він містить у своєму складі сульфати алюмінію, заліза та титану, а отже, може бути використаний у технології водоочищення для видалення гумусових речовин з поверхневих вод. Для встановлення закономірності вилучення гумусових речовин з використанням цього коагулянту необхідні подальші дослідження в залежності від рН середовища, дози, часу коагуляції та інших факторів.

## **ОЧИЩЕННЯ ТА РЕКУПЕРАЦІЯ ТЕПЛА ГОСПОДАРСЬКО-ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ІНДИВІДУАЛЬНИХ ЖИТЛОВИХ БУДИНКІВ**

*Жукова В.С.<sup>1</sup>, Бляшина М.В.<sup>2</sup>, Грицина О.О.<sup>3</sup>*

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського», Україна, Київ E-mail: veronika\_vv@ukr.net,

<sup>2,3</sup>Національний університет водного господарства та природокористування, Україна, Рівне

Актуальною проблемою сьогодення є забруднення навколишнього природного середовища неочищеними або не достатньо очищеними господарсько-побутовими стічними водами. Скид таких стічних вод спричинює забруднення водних об'єктів, ґрунтів органічними речовинами, в тому числі азотвмісними, – продуктами метаболізму людини, сполуками фосфору. У водоймі за участю гідробіонтів відбувається трансформація цих сполук, спостерігається виникнення анаеробних процесів, бродіння, гниття, виділення газів, утворення продуктів розкладення високомолекулярних органічних речовин.

В останні роки з ростом будівництва індивідуальних житлових будинків, котеджів, баз відпочинку та інших невеликих цивільних об'єктів в неканалізованих районах зростає потреба у створенні надійних, компактних технологічних схем і конструкцій очисних споруд малої продуктивності. Очисні споруди стічних вод індивідуальних житлових будинків часто випускаються як готові вироби заводського виготовлення з поліпропілену у вигляді ємності циліндричної форми у середині яких змонтоване технологічне обладнання. Очищення стічних вод буде здійснюватися біологічними методами.

Для інтенсифікації біологічного очищення стічних вод пропонується використати іммобілізовані мікроорганізми. Досягнення мікробіології, гідробіології та біотехнології останніх десятиліть дають змогу стверджувати, що сучасні біологічні методи успішно використовуються для очищення води від багатьох розчинених у ній органічних сполук, від іонів важких металів, всіх форм органічного азоту та від небезпечних біологічних агентів (хвороботворних бактерій, вірусів тощо).

Пропонується застосувати послідовний анаеробно-аноксидно-анаеробно-аеробний спосіб очищення без рециркуляції активного мулу. При цьому способі очищення концентрації органічних забруднень, сполук азоту та фосфору в очищених стічних водах не перевищують норми їх скиду у природні водойми, зменшуються витрати на рециркуляцію та перекачування стічних вод і активного мулу та утворюється менше надлишкового активного мулу в порівнянні з традиційними технологіями. Досягнення високої концентрації біомаси іммобілізованих мікроорганізмів дозволить збільшити навантаження на споруду, що забезпечить її високу окисну потужність [Патент України на корисну модель №116496].

Розроблений комплекс технологій передбачає влаштування пристрою для рекуперації тепла стічних вод. Він складається з теплового насосу і виносного теплообмінного модуля. Зовні циліндричної ємності для очищення стічних вод розташовано співвісно циліндр у який надходять очищені стічні води та ще один циліндр з теплоносієм [Патент України на корисну модель № 116195]. Перевага такого розташування полягає в тому, що біологічні процеси не пригнічуються, не потрібно очищати теплообмінний контур від забруднень. Утилізація і повторне використання більшої частини енергії стічних вод дозволить заощадити витрати на опалення та гаряче води індивідуальних житлових будинків.

Матеріал підготовлений в рамках виконання проекту “Комплекс ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних та військових об'єктів” (0116U007384).

## ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВИЛУЧЕННЯ ВІРУСІВ ІЗ ПИТНОЇ ВОДИ МАТЕРІАЛАМИ ПАПЕРОВИМИ ФІЛЬТРУВАЛЬНИМИ НА ОСНОВІ МОДИФІКОВАНИХ ЦЕЛЮЛОЗ ТА БЕНТОНІТОВИХ ГЛИН

*Загороднюк Ю.В.<sup>1</sup>, Ширококов В.П.<sup>2</sup>, Войцеховський В.Г.<sup>2</sup>, Никитюк О.А.<sup>2</sup>, Омельчук С.Т.<sup>2</sup>, Гринзовський А.М.<sup>2</sup>, Загороднюк К.Ю.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Громадська організація «Фонд розвитку водоочисних технологій», м. Київ,  
*fdwtt@gmail.com*

<sup>2</sup> Національний медичний університет імені О.О. Богомольця, м. Київ,  
*kostiantyn.zagorodniuk@nmu.ua*

Існуючі на очисних водопровідних спорудах системи водопідготовки не забезпечують повного звільнення питної води від патогенних бактерій та вірусів. Можливі також випадки локального інфекування питної води патогенними мікроорганізмами та вірусами в результаті аварійних ситуацій на кінцевих ділянках водопровідної мережі, або ж в результаті перепадів тиску в мережі і "підсмоктування" забрудненої води в систему водопостачання.

Тому, вельми актуальним є створення індивідуальних чи колективних пристроїв для повного видалення контамінантів із питної води, яка споживається з кінцевих ділянок водопровідної мережі, або в умовах надзвичайних ситуацій, польових умовах при споживанні води з відкритих водойм.

В наш час існує велике різноманіття (кількість) пристроїв для доочистки питної води. Інтенсивно розробляються такі пристрої і в нашій країні. Вони суттєво різняться за своїми технічними характеристиками та ефективністю видалення шкідливих домішок із питної води.

Одним з перспективних напрямків для вирішення завдань, які поставлені перед спеціалістами в галузі водопідготовки, є використання індивідуальних пристроїв (побутових фільтрів) на основі фільтруючого матеріалу, виготовленого з карбоксиметилцелюлози та активної добавки у вигляді природних дисперсних мінералів. Використання як активної добавки природних алюмосилікатів у концентрації 5-50 мас.% забезпечує ефективне утримання бактерій і вірусів структурою фільтруючого матеріалу.

В той же час відомо, що бентоніт і палигорскіт відносяться до слоїстих мінералів зі структурною коміркою, що розширюється, здатних до набрякання у водному середовищі, що істотно змінює процеси фільтрації питної води, особливо в динамічному режимі.

Крім того, використання зазначених алюмосилікатів у натрієвій або калієвій формі не забезпечує досить міцного утримання вірусних частинок в порах фільтруючих матеріалів, і по мірі насичення активних центрів мінералів біологічними домішками можливий "проскок" (проходження, подолання бар'єру) патогенних контамінантів крізь фільтроелемент.

З метою виключення зазначених недоліків і отримання стабільних результатів по утриманню вірусних частинок в структурах фільтроелементів нами було проведено вірусологічний скрінінг різних фільтруючих матеріалів на основі розроблених авторами нових композицій.

Фільтруючі матеріали, що виготовлені на основі модифікованих целюлоз з включенням в їх основу природних дисперсних мінералів і різних домішок, було випробовано на ефективність утримання ентеровірусів при фільтрації крізь них питної води.

В якості модельних використовували віруси поліомієліту II типу Себіна (P-712, Ch.2ав), віруси Коксакі В4 (JVB) та віруси везикулярного стоматиту (Індіана), отримані з Інституту поліомієліту і вірусних енцефалітів АМН РФ. Віруси культивували в обертових одношарових культурах клітин Нер-2 при застосуванні середовища Ігла, як підтримуючого середовища. Інфекційну активність вірусів визначали шляхом їх титрування методом серійних розведень за ефектом бляшкоутворення під поживним покриттям.

Із фільтруючих матеріалів вирізали диски діаметром 32 або 80 мм, стерилізували при температурі 180°С в сухожаровій шафі і розміщували в фільтроутримувачі Зейтца.

Для дослідження використовували ідеальне водне середовище (дистильована вода) або водопровідну воду, попередньо автоклавовану при 1 атм. протягом 30 хв. Крізь досліджуваний фільтроелемент пропускали 100 мл дистильованої води, після чого фільтрували питну воду штучно контаміновану вірусами. Залишкову інфекційність вірусу у фільтраті визначали шляхом виявлення вірусних бляшок у обертових одношарових культурах клітин, під рідким поживним покриттям. Про ефективність сорбції вірусів на фільтроелементі судили за зміною кількісного вмісту вірусу в фільтраті у порівнянні з вихідним титром вірусу в досліджуваній воді, виражену у відсотках.

Для створення стандартних умов при вивченні сорбційної активності фільтруючих матеріалів до вищезгаданих вірусів, за ініціативою виконавців був створений прилад, що дозволяє прокачувати визначену кількість води при заданому режимі фільтрації.

Прилад створює розріджуючий тиск від 0 до 1.0 кг-сили/см<sup>2</sup>, що дозволяє проводити випробування фільтроелементів в різних динамічних режимах. Як оптимальний було обрано розріджуючий тиск 0.2 кг-сили/см<sup>2</sup> (0.2 атм), при якому було проведено випробування отриманих зразків фільтруючих матеріалів.

Виготовлений пристрій може бути застосовано для відбору зразків води при здійсненні моніторингу за розповсюдженням кишкових вірусів у водоймищах різного ступеню забруднення на території України.

Було проведено випробування більш як 35 паперових фільтруючих матеріалів щодо їх здатності утримувати віруси при встановленому режимі процесу фільтрації. Зазначено, що досліджені зразки фільтрувальних матеріалів істотно різняться як за швидкістю фільтрації води, так і за ефективністю утримання вірусних частинок на поверхні і в середині фільтроелементів.

На особливу увагу заслуговують фільтруючі матеріали, що містять карбоксиметилцелюлозу низькозаміщену волокнисту та модифікований бентоніт (ефективність утримання вірусів у %) відповідно:

Себіна (P-712, Ch.2ав) - 100%, Коксакі В4 (JVB) - 97,94%, віруси везикулярного стоматиту (Індіана) - 97,94%.

Дещо меншу ефективність виявили зразки паперових фільтрувальних матеріалів, що містять фосфорний ефір целюлози (ефективність утримання вірусів у %) відповідно:

Себіна (P-712, Ch.2ав) - 99,55%, Коксакі В4 (JVB) - 95,84%, віруси везикулярного стоматиту (Індіана) - 89,9%.

Ефективність зразків паперових фільтрувальних матеріалів, що не містять модифікованих целюлоз та модифікованого бентоніту, для всіх досліджених штамів вірусів нижче 80%.

Підтверджується закономірність про те, що зі зростанням швидкості фільтрації води крізь паперовий фільтруючий матеріал ефективність утримання вірусів зменшується.

Проведення детального аналізу ефективності сорбції вірусів на окремих зразках фільтроелементів автори синтезу залишають за собою. На даному етапі досліджень нами проведено тільки скрінінг синтезованих фільтроелементів для дослідження їх здатності адсорбувати віруси - представники окремих таксономічних груп.

Для більш об'єктивного судження про ефективність утримання вірусів фільтроелементами доцільно спланувати та провести спеціальні дослідження для визначення нижчевикладених параметрів: 1) швидкість фільтрації та ефективність сорбції вірусів окремим фільтроелементом; 2) вплив бактеріальних та інших забруднювачів на ефективність сорбції вірусів; 3) поріг насичення фільтроелементу та можлива ступінь десорбції; 4) терміни можливої експлуатації та реактивації фільтроелементів; 5) сорбційна активність фільтруючих матеріалів щодо різних представників вірусів різних таксономічних груп (простих і складних вірусів).

## **ОЦІНКА ЕКОНОМІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ФОТОБІОЕЛЕКТРОХІМІЧНИХ СИСТЕМ В ТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

*Зубченко Л.С., Науковий керівник Кузьмінський Є.В.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут  
імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ,  
e-mail: [zubchenko.liudmyla@gmail.com](mailto:zubchenko.liudmyla@gmail.com)*

Для стічної води підприємств харчової промисловості містить характерні високі концентрації органічних забруднень. Біологічні методи очищення стічної, які дозволяють вилучити органічні забруднення зі стічної води мають високу ефективність, проте часто потребують значних затрат енергії для забезпечення роботи споруд. Органічні речовини, які знаходяться у стоках є потенційним джерелом енергії, вилучення якої і перетворення у енергоносії дозволить в кінцевому результаті здешевити технологічний процес очищення стічної води. Використання фотобіоелектрохімічних систем як етапу очищення стічних вод підприємств харчової промисловості дозволяє отримати цінний енергоносіє – водень, який може бути використаний для забезпечення енергетичних потреб самого підприємства або реалізуватися на ринку енергоресурсів.

Оцінено економічну доцільність використання фотобіоелектрохімічної системи як етапу в технології очищення стічних вод підприємств молочної промисловості.

На основі лабораторних досліджень використання фотобіоелектрохімічних систем для очищення стічної води молочної промисловості встановлено, що максимальний вихід водню по ХСК для стічних вод молочної промисловості коливається в межах 5 – 10 мгН<sub>2</sub>/гХСК. При чому, ефективність роботи системи по водню значно залежить від концентрації органічних забруднень. При значному зниженні значення ХСК стічної води ефективність виділення водню знижується при відносно стабільній ефективності зменшення ХСК. Тому використання фотобіоелектрохімічних систем для отримання водню доцільно проводити на етапі зниження ХСК стічної в діапазоні, для якого вихід водню є близьким до максимального. В іншому випадку економічний ефект від використання чи реалізації виробленого водню не виправдовує затрати на конструювання та експлуатацію системи.

Відповідно розрахунків, вартість водню, отриманого в фотобіоелектрохімічній системі за використання стічної води молочної промисловості, становитиме 380-390 грн/кг.



## ВИКОРИСТАННЯ БАРОМЕМБРАННИХ МЕТОДІВ ПРИ ОЧИЩЕННІ ВОДИ ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

*Іванова В.П., Гомеля М.Д., Марущак Ю.А.*

*Науковий керівник - Гомеля М.Д.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут  
імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, e-mail: [veronika\\_m\\_p@ukr.net](mailto:veronika_m_p@ukr.net)*

Забруднення важкими металами стало сьогодні однією з найсерйозніших екологічних проблем. Важкі метали та їх сполуки мають шкідливий вплив на організм. Забруднення важкими металами призводить до накопичення їх в осадах і активному мулі станціях водоочистки, що призводить до накопичення твердих відходів, які неможливо утилізувати. Переробка їх на органічні добрива неможлива через наявність токсичних металів [1].

В останні роки широко вивчаються різноманітні методи видалення важких металів із природних та стічних вод. Ці методи включають: хімічне осадження, іонний обмін, адсорбцію, мембранну фільтрацію, коагуляцію-флокуляцію, флотацію і електро-хімічні методи. Найчастіше використовуються іонний обмін, адсорбція та мембранна фільтрація [2].

З огляду на високий рівень токсичності важких металів, на сьогодні актуальною є проблема створення процесів глибокого очищення води від іонів важких металів. Це стосується як водопідготовки, так і очищення стічних вод. Крім того дуже важливим є створення ефективних процесів концентрування сильно розведених розчинів іонів важких металів для підвищення точності їх визначення доступними методами аналізу.

Метою даної роботи було визначення ефективності нанофільтрації при очищенні розбавлених розчинів іонів важких металів.

У роботі використовували ячейку для баромембранного очищення води об'ємом 1 дм<sup>3</sup>, розраховану на роботу при тиску до 5 атм. У ячейку поміщали мембрану ОПМН-П діаметром 12 см. Тиск створювали компресором та контролювали за допомогою манометра.

Як модельні використовувалися розчини сульфату міді, сульфату кадмію і нітрату свинцю в дистильованій воді з концентрацією по іонах металів від 1 до 1·10<sup>-8</sup> мг/дм<sup>3</sup>. Концентрацію іонів важких металів визначали методом інверсійної хронопотенціометрії [3].

Одним з найбільш простих і поширених методів концентрування неорганічних сполук у водних розчинів є метод дистиляції. Однак при дуже низьких концентраціях іонів металів виникає необхідність упарювати дуже великі обсяги води, що робить метод громіздким і непрактичним.

При використанні зворотного осмосу значна частина концентрату знаходиться в комунікаціях установки, частина металів сорбується мембраною, що ускладнює встановити кількісні співвідношення змісту металів в розчинах, концентратах і перміаті.

Найбільш простим і надійним методом є нанофільтрація, де в ячейці просто розділяється вихідний розчин на перміат і концентрат. На прикладі іонів жорсткості було показано, що селективність нанофільтраційної мембрани ОПМН-П невелика і змінюється в межах від 50% до 87% в залежності від рН середовища. У слабкокислих розчинах селективність мембрани нижче. Однак використання комплексонів дозволяє істотно підвищити ефективність виділення металів з водних розчинів навіть у процесах ультрафільтрації.

При концентраціях іонів металів - міді, кадмію і свинцю відповідно 0,100; 0,125; 0,080 і 0,082 мг / дм<sup>3</sup> ефективність очищення води від іонів важких металів на нанофільтраційній мембрані була дуже низькою, що можна пояснити високим рівнем розведення розчинів. Селективність мембрани досягала 4,8% для іонів кадмію і 6,0; 6,1% відповідно для міді та свинцю. При рН = 2,66 для свинцю селективність падала до 2, 26%.

Селективність мембрани суттєво зростає при використанні комплексоутворювачів. Так при використанні Трилону Б при концентрації 0,005 Н селективність по іонах міді зростає до 69 - 77% на перших стадіях фільтрування і знижується до 47,9 - 47,5% при збільшенні ступеня відбору перміату до 90% . При використанні ОЕДФК в концентрації 50

мг / дм<sup>3</sup> селективність досягає 100% на протязі всього фільтрування при вихідних концентраціях іонів міді  $1,85 \cdot 10^{-3}$  мг/дм<sup>3</sup> і  $1,00 \cdot 10^{-5}$  мг/дм<sup>3</sup>. При цьому при концентрації іонів міді  $1,85 \cdot 10^{-3}$  мг/дм<sup>3</sup> при ступені відбору перміату 90% мідь у фільтраті відсутня повністю, а її вміст в концентраті досягла  $1,55 \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup> при розрахунковій кількості  $1,85 \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup>. Абсолютна похибка при цьому досягла  $0,3 \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup>, відносна - 16,2%.

При використанні в якості комплексона нітрiltrиметіленфосфонової кислоти (НТМФК) в концентраціях від 10 до 50 мг/дм<sup>3</sup> при концентраціях міді  $10^{-3}$  -  $10^{-7}$  мг/дм<sup>3</sup> було досягнуто повного виділення міді з води при концентраціях НТМФК 25 - 50 мг/дм<sup>3</sup>. При утриманні НТМФК 10 мг/дм<sup>3</sup> селективність по міді досягла 26%.

Як показали подальші дослідження фосфонатні комплекси не є універсальними для інших важких металів. При очищенні води від кадмію крім Акватуону, ДДТН, трилону Б використовували НТМФК і ОДФК.

Досить високу селективність забезпечував трилон Б (R = 94%). Менш ефективним було використання композиції Акватуону і ДДТН, нульову селективність забезпечувала НТМФК. При цьому ОЕДФК навпаки забезпечувала повне утримання кадмію. Очевидно, що структура молекули НТМФК забезпечувала утворення моноядерних комплексів, добре розчинних у воді, що призводило до зниження селективності мембрани. Структура молекули ОЕДФК забезпечувала утворення поліядерних комплексів, які добре затримувалися мембраною при фільтруванні розчину.

Дані про ефективність очищення води від іонів кадмію наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

Залежність ефективності очищення води від іонів кадмію при використанні мембрани ОПМН-П в залежності від вихідної концентрації іонів кадмію, типу та дози комплексона, що використовувався, при ступені відбору перміату 95 %

№ пп	Комплексон, концентрація, мг/дм <sup>3</sup> (г-екв/дм <sup>3</sup> )	рН	Концентрація кадмію, мг/дм <sup>3</sup>				R, %
			Вихідна	В перміаті	В концентраті		
					Виміряна	Розрахункова	
1	НТМФК, 50	6,88	0,125	0,127	0,122	-	0,00
2	Акватуон, 50 ДДТН, 20	6,46	0,01	$7,4 \cdot 10^{-3}$	0,148	0,140	29,7
3	Трилон Б, 0.0005N	6,30	0,100	$5,7 \cdot 10^{-3}$	0,044	2,0	94,3
4	ОЕДФК, 50	6,75	0,100	0,00	1,98	2,0	100,0
5	ОЕДФК, 50	7,13	$1,5 \cdot 10^{-2}$	0,00	0,310	0,300	100,0
6	ОЕДФК, 50	6,21	$3,8 \cdot 10^{-6}$	0,00	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$5,8 \cdot 10^{-5}$	100,0

Таким чином показано, що нанофільтраційна мембрана ОПМН-П має високу продуктивність та низьку селективність при фільтруванні сильно розбавлених розчинів важких металів. При використанні комплексонів селективність мембрани збільшується до 100 % навіть при використанні дуже розведених розчинів.

Література:

1. Тепла Г. А. Важкі метали як фактор забруднення навколишнього середовища / Г. А. Тепла // Астраханський вісник екологічної освіти. – 2013. – Т.23, № 1- С. 182-192
2. Fu, F. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review / F. Fu, Q. Wang // Journal of Environmental Management. – 2011. – N. 92. – P. 407 – 418.
3. Суровцев И.В. Определение тяжелых металлов в водных экосистемах методом инверсионной хронопотенциометрии / И.В. Суровцев, В.М. Галимова, В.М. Манк, В.А. Копилевич // Химия и технология воды. – 2009. – т.31, № 6. – С. 677 – 687.

## ЗАСТОСУВАННЯ ПРИРОДНИХ АДСОРБЕНТІВ В ТЕХНОЛОГІЇ ВИЛУЧЕННЯ ФОСФАТІВ З МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД

*Іванченко А.В., Гошовська Л.В., Назаренко О.В., Данельська А.С.  
Науковий керівник: Іванченко А.В.*

*Дніпровський державний технічний університет, Україна, м. Кам'янське,  
ivanchenkodgtu@gmail.com*

Підвищення ступеню вилучення біогенних елементів з міських стічних вод є однією з актуальних проблем нашого часу. Стічні води надзвичайно різноманітні за своїм складом, а отже, і за своїми властивостями. Знання складу стічних вод і характеру присутніх домішок є головною умовою, яка дозволяє правильно вибрати методи їхнього очищення і скласти оптимальну технологічну схему очисних споруд. Склад стічних вод і їхні властивості оцінюють за результатами санітарно-хімічного аналізу, що включає поряд зі стандартними хімічними тестами, цілу низку фізичних, фізико-хімічних і санітарно-бактеріологічних визначень. Досить часто діючі очисні споруди працюють з перевантаженням і скидають стоки, що не відповідають нормативним вимогам України та Євросоюзу.

Очищують побутові міські стічні води в основному механічним та біохімічним способами. Механічні методи очистки дозволяють осаджувати не більше 60 % завислих речовин, тобто вони є попередньою стадією перед біохімічною очисткою. Біохімічне очищення полягає в тому, що речовини, що ще залишилися у воді після механічного очищення за допомогою мікроорганізмів перетворюються на мінералізовані домішки.

Стічна вода, що надходить на очисну станцію, проходить через ґрати, піскоуловлювачі, відстійники й знезаражується хлором.

Сорбція є практично універсальним методом очищення води, а застосування різноманітних матеріалів забезпечує простоту технологічного процесу. Адсорбенти - це високодисперсні природні та штучні пористі тверді речовини з великою зовнішньою та (або) внутрішньою поверхнею, на якій і протікає адсорбція газів чи рідин. Доступність більшої частини носіїв (піску, вугілля, торфу, деревних обпилювань) дозволяє оцінити економічність даного методу. Ефективними вуглецевими сорбентами кокс і відходи його виробництва (напівкокс, пил, шлаки). Низька вартість цього продукту робить його більш вигідним. Для очищення води від нафтопродуктів використовують цементний порошок, тонко роздрібнені деревні обпилювання, просочені парафінами, шматочки синтетичних полімерів, відходи гірничодобувної промисловості.

В даний час для одержання вуглецевих сорбентів частіше стали використовуватися бурі вугілля, що відрізняються відносно низьким виходом летких речовин і мають пористу структуру, що при термічній обробці й активації служить базою для розвитку тонкої пористості й адсорбційної ємності.

Деяку кількість вуглецевих сорбентів можна виготовити з побутових і промислових відходів, чи використати природні органічні адсорбенти, якими є рослинні відходи, пшенична і кукурудзяна січка, деревна тирса, соняшникове лушпиння, сушений мох, торф. Саме така дешева сировина дозволяє одержувати сорбенти для однократного застосування шляхом карбонізації, подрібнювання, змішування з гіпсом, розчинним склом і водою, грануляції та сушіння. Карбонізовані сорбенти подрібнюють і додають при флотаційному очищенні стоків від ПАР. Отримані сорбційні матеріали дозволяють здійснити очищення природних і стічних вод на 65-80%

В умовах сьогодення актуальним є питання розробки комплексних технологій одержання біомінеральних добрив та очищення стічних вод від фосфатів. Такі технології одночасно вирішують такі нагальні для держави питання як підвищення енергетичного

потенціалу, захист водойм від перевищення скиду стічних вод фосфатами та завислими речовинами, зменшення негативного впливу осадів міських стічних вод на навколишнє середовище, збільшення сировини для отримання біогазу, розширення асортименту якісних добрив.

Об'єктом дослідження обрано побутові рідкі відходи очисних споруд лівого берега м. Кам'янське. Особливістю даних очисних споруд є те, що на очищення поступають фосфатовмісні стічні води, які є цінним джерелом фосфору. Середньомісячний вміст фосфатів знаходиться на рівні 21,5 – 23,6 мг/дм<sup>3</sup>, що свідчить про високу фосфатну складову у стоках.

Крім того, на разі на очисних спорудах спостерігається тенденція скорочення об'єму рідких відходів з 18 000 до 8000 м<sup>3</sup>/добу, тобто стоки є високонцентрованими з точки зору вмісту біогенних елементів – Нітрогену та Фосфору.

Для експериментальних досліджень використовували стоки лівобережних очисних споруд м. Кам'янське після вторинного відстійника, де вихідний вміст фосфатів становив 21,25 мг/дм<sup>3</sup>.

Досліджено можливість використання відходів виробництва соняшникової олії у якості природного адсорбенту для вилучення PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> з міських стічних вод. Дозу адсорбенту вибирали в інтервалі 2,5–10 г/дм<sup>3</sup>. Результати експериментального дослідження представлено на рис. 1.

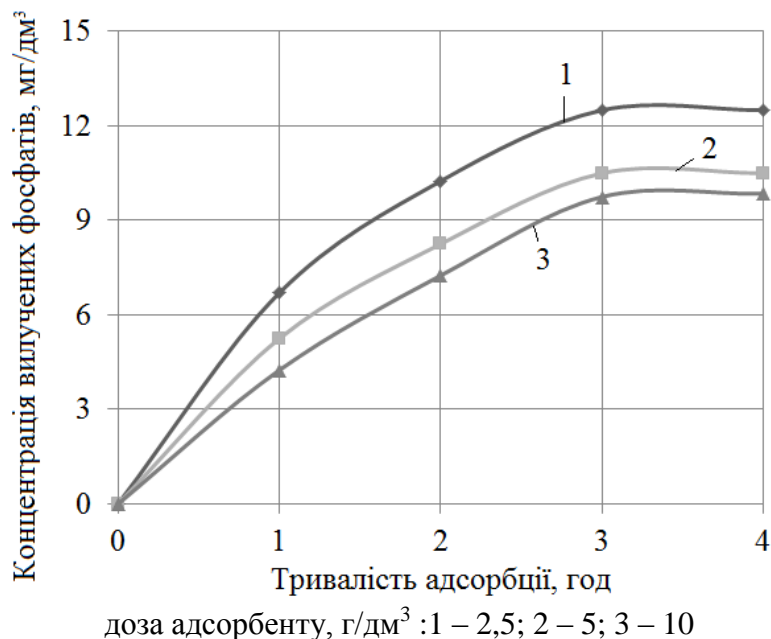


Рисунок 1 – Залежність кількості вилучених фосфатів зі стічної води від тривалості адсорбції

З рис. 1 можемо спостерігати, що найбільше вилучення фосфатів 12,5 мг/дм<sup>3</sup> відбулося при дозі адсорбенту 10 г/дм<sup>3</sup>, оптимальною тривалістю процесу є 3 години. Осад після вилучення фосфатів відходом виробництва соняшникової олії є цінною сировиною для виробництва біомінеральних добрив.

## КОМПЛЕКСНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД ТА УТИЛІЗАЦІЇ ОСАДУ ВІД ПРОМИВКИ ФІЛЬТРІВ

*Квартенко О.М.*

*Національний університет водного господарства та природокористування,  
Україна, м. Рівне, [as-755@rambler.ru](mailto:as-755@rambler.ru)*

*Саблій Л.А.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут  
імені Ігоря Сікорського», м. Київ, [larisasabliy@ukr.net](mailto:larisasabliy@ukr.net)*

Сучасна екологічна ситуація у деяких регіонах України характеризується надзвичайно високим техногенним навантаженням на джерела їх водопостачання. Виходячи із недостатньої захищеності площ їх підземних горизонтів, більше 60% з яких можливо віднести до незахищених, або умовно захищених, фактор значності очисних споруд у постачанні населення доброякісною водою значно зростає [1].

Дослідження якісного складу артезіанських вод на діючих водозаборах виявили тенденцію щодо її прогресуючого погіршення за наступними показниками: загальне залізо, марганець, вміст органічних сполук, фенолів, азот амонійного, зменшення кислотності та лужності, підвищення ступеня агресивності, локальними забрудненнями іонами важких металів [1, 2]. Так, наприклад, основними джерелами забруднення навколишнього середовища хромом є гальванічне виробництво, текстильна промисловість, виробництво спеціальних сплавів. В результаті в підземних водах можуть виявлятися локальні осередки підвищених концентрацій хрому. Крім того, слід відмітити негативний вплив на навколишнє середовище багатоконпонентних металомістких стічних вод від гальванічного виробництва [3]. Існуючі технології водоочищення підземних вод не можуть ефективно видаляти такі антропогенні забруднення.

Водночас із цим щороку на станціях знезалізнення в Україні накопичується біля 4 тисяч тон шламу оксидів заліза. Використання осадів станцій знезалізнення в якості вторинної сировини в технологіях будівельних матеріалів, виготовлення адсорбентів, синтезу штучних фільтруючих матеріалів є досить актуальним завданням і пов'язане з тим, що шлами є техногенною безкоштовною сировиною, зокрема при їх використанні в якості сорбентів у технологіях очищення стічних вод від гальванічного виробництва.

Тому розробка, дослідження та впровадження нових технологій очищення і кондиціонування агресивних, залізомістких, слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом в присутності антропогенних забруднень та утилізації виробничих відходів шляхом використання процесів мікробної біосорбції іонів важких металів (ІВМ) із природних і стічних вод є актуальним питанням.

На кафедрі водопостачання, водовідведення та бурової справи НУВГП розроблено комплексні технології очищення зазначених вод із використанням осаду від промивки фільтрів в якості біологічних сорбентів для вилучення іонів важких металів ( $\text{Cr}^{+6}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) із промивних вод гальванічного виробництва.

Технологія очищення підземних вод із параметрами якості: рН 6,5 – 7,3; бікарбонатної лужності 3 – 4 ммоль/дм<sup>3</sup>;  $\text{Fe}^{2+}$  до 10 мг/дм<sup>3</sup>;  $\text{NH}_4^+$  до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>;  $\text{Cr}^{+6}$  до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>;  $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$  до 0,07 мг/дм<sup>3</sup>; індексу стабільності Ланжельє  $I_L$  до (-0,5) базується на комплексному використанні біофізико-хімічних методів. Технологію (рис. 1) впроваджено на станції водоочищення продуктивністю 2000 м<sup>3</sup>/добу.

До складу технологічної схеми входять: біореактор діаметром 2,8 м, висотою 8 м, три відкритих пінополісторольних фільтри розмірами 2,0x2,0x4.3 м, обладнаних системою

гідроавтоматичної промивки, електролізна установка «Полум'я-2», насос-дозатор гіпохлориту натрію, резервуар чистої води (РЧВ), насоси другого підйому, блок стабілізаційної обробки води.

Використання двоступеневої схеми із одним біореактором на декілька освітлювальних фільтрів дозволяє знизити навантаження на останні, збільшивши тривалість фільтрациклів на біореакторі до одного місяця, на фільтрах до 48 годин.

Збільшення тривалості фільтрациклів можливо в результаті застосування біохімічного методу знезалізнення, в результаті якого у міжпоровому просторі контактного та фільтруючих завантажень утворювався осад із матриксів залізобактерій, який завдяки своїй структурі має високу питому поверхню і володіє здатністю до малого приросту втрат напору. Експлуатаційні швидкості фільтрування становили для біореактора 10 – 11 м/год, для фільтрів 5 – 6 м/год.

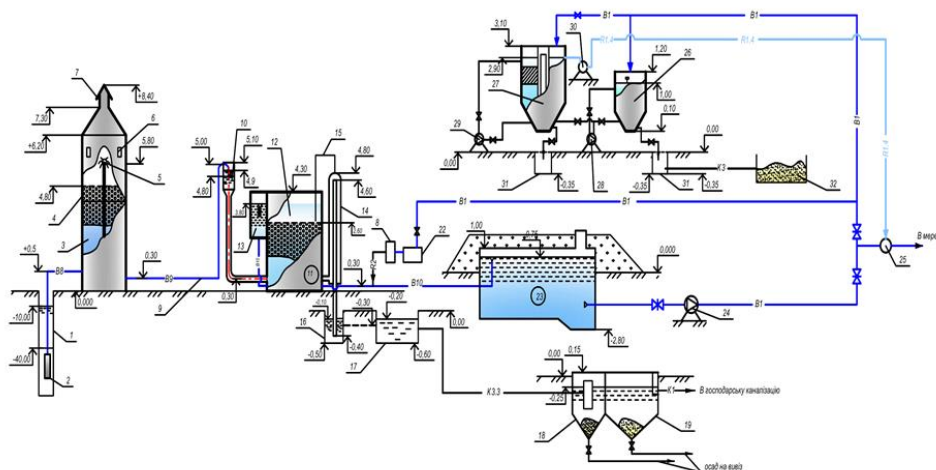


Рис.1. Технологічна схема очистки підземних вод. 1 – свердловина; 2 – занурений електронасос; 3 – біореактор; 4– контактне завантаження; 5– ГДК; 6–7 – вентиляційні вікна та витяжна труба; 9– трубопровід подачі води; 10– деаератор; 11– освітлювальний пінополістирольний фільтр; 12– промивний бак; 13– карман збору та відведення фільтрату; 14– гідроробот; 15– трубка зриву вакууму; 16– гідрозатвор; 17– канал для збору та відведення відпрацьованих промивних вод; 18,19– пісковловлювач та горизонтальний відстійник; 8 – насос- дозатор гіпохлориту NaOH; 22– електролізер; 23– РЧВ; 24– НС-П; 26– розчинний бак; 27– освітлювач-рециркулятор з витратним баком; 28,29– циркуляційний насос; 30– насос-дозатор освітленого розчину Ca(OH)<sub>2</sub>; 31– канал для збору осаду; 32 – майданчик для збору осаду

Експлуатаційні швидкості фільтрування становили для біореактора 10 – 11 м/год, для фільтрів 5 – 6 м/год. Система біореактор – фільтри дозволяє отримувати стабільний ефект очищення води при зміні витрат на водоочисне обладнання впродовж фільтрациклу.

Дослідження щодо вивчення процесу видалення іонів Cr<sup>6+</sup> із технічних підземних вод проводили на пілотній лабораторній установці на «ущільненому» осаді промивних вод станції знезалізнення м. Березне. Дослідження структури осаду, його кількісного та якісного складу – за допомогою спектрального аналізу на растровому електронному мікроскопі FEI Quanta (США), обладнаному рентгенівським спектрометром для проведення мікроаналізу (EDAX). Аналіз мікрофлори осаду промивних вод від біореакторів показав домінування залізобактерій родів *Gallionella* та *Leptothrix*. Розмір нитчастих форм *Leptothrix* становив 10нм. Аналіз сформованих біо-оксидів заліза виконано за допомогою дифракції рентгенівських променів, світлової та скануючої електронної мікроскопії (СЕМ). За результатами спектрального аналізу (рис. 2) видно, що основна маса заліза

накопичується на бактеріальних структурах, які одночасно характеризуються наявністю вуглецю, азоту та фосфору. Це свідчить про органічну складову як самих клітин, так і їх органічних матриць. Висока концентрація кисню пояснюється входженням цього елемента до складової компонентів клітинної стінки, серед яких є від'ємно заряджені групи ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{COO}^-$ ;  $\text{OH}^-$ ). У результаті зовнішньої клітинної діяльності полісахаридів з іонами  $\text{Fe(II)}$  утворюються нанокристали  $\alpha$  –  $\text{FeOOH}$ . З точки зору процесу адсорбції іонів металів із змінною валентністю, інтерес викликає присутність іонів алюмінію у всіх досліджуваних зразках. Метали електростатично зв'язуються як з аніонною поверхнею клітинної стінки, так з органічними полімерами, які виділяють клітини на зовні та які акумулюються на розвиненій поверхні. Отже, наведені властивості зв'язування металів роблять матриксні структури ідеальною формою для біологічного вилучення металів із води

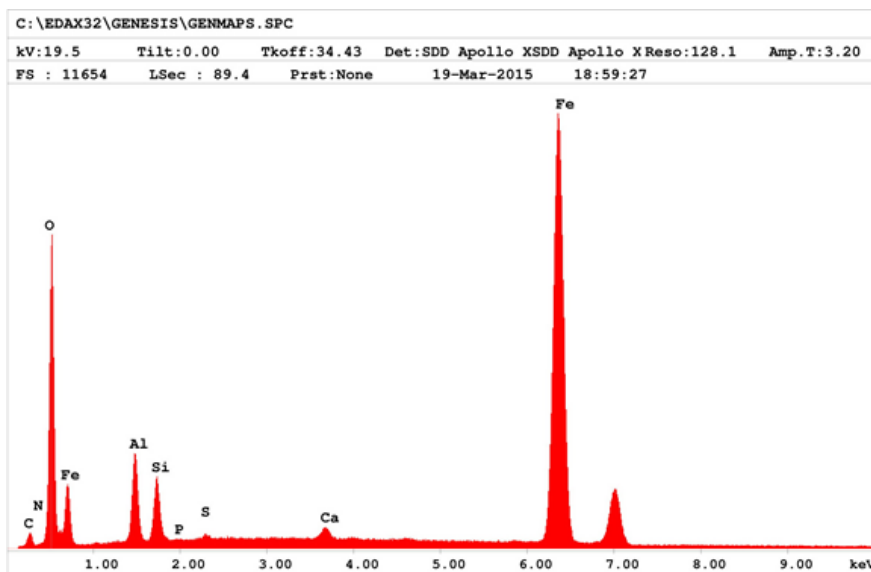


Рис. 2. Рентгеноспектральний мікроаналіз осаду поверхні чохла бактерії *Gallionella*

В результаті проведених досліджень встановлено, що матриксні структури консорціумів залізобактерій спроможні адсорбувати до  $2,0 \text{ мг/дм}^3$  іонів  $\text{Cr}^{6+}$  із природних підземних вод. Визначено оптимальні концентрації «свіжого» осаду ( $400\text{--}500 \text{ мг/дм}^3$ ) для видалення іонів  $\text{Cr}^{6+}$  із підземних технічних вод. Досліджено залежності ефективності очищення промивних вод гальванічного виробництва від ІВМ ( $\text{Cu}^{2+}$  до  $16 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  до  $50 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  до  $1,3 \text{ мг/дм}^3$ ) в результаті їх адсорбції на матриксних структурах залізобактерій від виду технологічної схеми, типу осаду та його доз.

Розроблені технології дозволяють не тільки отримувати воду нормативної якості та запобігати повторному забрудненню води продуктами корозії, але й використовувати осад від промивки біореакторів та фільтрів станцій біологічного знезалізнення для видалення ІВМ із промивних вод гальванічного виробництва та технічних підземних вод.

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році [Текст] / М.М. Гіроль, С.Б.Проценко, В.С. Кравченко та ін., під заг. ред. М.М. Гіроля. – Рівне: ВАТ Рівненська друкарня, 2005. – 143с.
2. Квартенко, О.М. Аналіз ступеня агресивності підземних вод Рівненської області [Текст] / О.М. Квартенко, Р.В. Сафонов // Вісник НУВГП. Збірник наукових праць. – 2015. – Т. , Випуск1(69) Технічні науки. – С. 58-66.
3. Филипчук В.Л. Очищення багатокомпонентних металомісткуючих стічних вод промислових підприємств: [Текст] : Монографія / В.Л. Филипчук. – Рівне : УДУВГП, 2004. – 232 с.
4. Пат. України № 107844, МКП (51). Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук / Квартенко О.М.; заявник та власник патенту Квартенко О.М. - № заявки: а2013 02538; опубл. 25.02.15, Бюл. № 4.
5. Квартенко О.М. Використання біохімічного методу в сучасних технологіях водоочищення підземних вод / Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. №2(19). – 2016. – с. 51 – 65.

## ВПЛИВ МЕЛІОРАЦІЇ НА РІЗНОМАНІТТЯ АРТРОПОД В РІЧКОВИХ ДОЛИНАХ

М. Кириченко-Бабко<sup>1</sup>, Д. Маєрек<sup>2</sup>, Г. Лагуд<sup>2</sup>, Р. Бабко<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, вул. Б. Хмельницького 15, 01030 Київ, Україна

(e-mail: kirichenko14@ukr.net, rbabko@ukr.net).

<sup>3</sup> Люблінський Політехнічний університет, вул. Надбистрицька 40В, 20-618 Люблін, Польща (e-mail: g.lagod@pollub.pl)

Зміни клімату залежать від багатьох глобальних процесів, проте за останні 100 років збільшується вплив на клімат завдяки діяльності людства. Найчастіше обговорюють питання, які пов'язані зі зміною середньої температури, яка, в свою чергу, пов'язана з парниковим ефектом та зростанням озонових дірок (Culver et al. 2010; Hansen 2005). Вказані явища здатні спровокувати деградацію багатьох екосистем і зменшення поверхні континентів, за рахунок підвищення рівня води в океанах і морях. Останнім часом спостерігається глобалізація локальних впливів, зокрема це стосується змін водного балансу від малих річок до цілих річкових басейнів (Isaac et al. 2000). Країни Європи, Азії та Америки у 20 столітті мають колосальну кількість річок, гідрологія яких порушена численними водосховищами, що утворились внаслідок їх перетинання греблями. Порушення водного балансу призводять до змін мікроклімату. Все це призвело до підвищення сухості, обміління річок і, як наслідок, деградації біоценозів річкових долин (Parmesan 2006). Населення річкових долин є адаптованим до гідрологічного режиму річки і, зокрема, до режиму повені і паводків. Порушення гідрологічного режиму річок та сільськогосподарська діяльність у заплавах критично впливають на заплавні біоценози.

Вже з другої половини 20-го сторіччя актуалізувались дослідження впливу антропогенних чинників на структуру, продуктивність і різноманіття річкових екосистем. Широко поширеним підходом в екології для оцінки стану навколишнього середовища, зокрема і екосистем річкових долин, стало використання асамблей турунів (Кириченко, 1998; Boscaini et al., 2000; Rainio, Niemelä, 2003; Scott, Anderson, 2003).

Метою досліджень було з'ясувати ступінь змін в заплавних луках річок рівнинного типу, використовуючи в якості індикаторів представників з ряду твердокрилих – родини Турунів (Coleoptera: Carabidae). Представлено дані щодо населення турунів заплавних лук різного типу: ті, що не зазнали або зазнали антропогенної трансформації (осушувальна меліорація). Всі заплавні луки використовуються в сільському господарстві під сінокіс або випасання худоби. Територія, на якій проводились дослідження, охоплює типові для долин рівнинних річок заплавні ландшафти в умовах Полісся і Лісостепу України.

Згідно з отриманими даними, у заплавних луках чотирьох річок – Івотки, Десни, Псла і Ворскли, зареєстровано 44 види, 48 і 57 видів та 54 види відповідно. В цілому на заплавних луках відмічено 101 вид турунів. *Carabus granulatus*, *Clivina fossor*, *Bembidion articulatum*, *Loricera pilicornis*, *Poecilus versicolor*, *Pterostichus anthracinus*, *P. minor*, *P. vernalis*, *P. nigrita*, *Agonum fuliginosum*, *A. micans*, *Anisodactylus binotatus*, *Oodes gracilis* та *Oxypselaphus obscurus* – види, які часто траплялись на луках більшості річок.

Кількість зареєстрованих видів по типах лук для кожної з річок подано у Таблиці 1. Антропогенне навантаження має прояв в зменшенні загального числа видів турунів на осушених луках.



Стосовно оцінки альфа-різноманіття досліджених місцеперебувань, то індекси різноманіття (Шеннона, Сімпсона і вирівняність) продемонстрували ступінь деградації кожного типу заплавної луки певної річки (Рис. 1).

Таким чином, можемо констатувати, що у заплавах річок, під впливом господарської діяльності відбувається зменшення чисельності стенотопних видів та підвищення чисельності видів із ширшою екологічною пластичністю (*C. granulatus* L., *Bembidion dentellum* Thunb., *B. tetracolum* Say, *Pterostichus niger* Schall., *P. nigrita* Pk., *P. melanarius* Ill., *Platynus assimile* Pk

Таблиця 1. Кількість видів турунів для різного типу заплавних лук чотирьох річок.

Заплавні луки	р. Псел	р. Ворскла	р. Десна	р. Івотка
Волога лука	35	38	48	9
Осушена лука	30	29	11	41
<b>Загальна кількість видів</b>	<b>57</b>	<b>54</b>	<b>49</b>	<b>44</b>

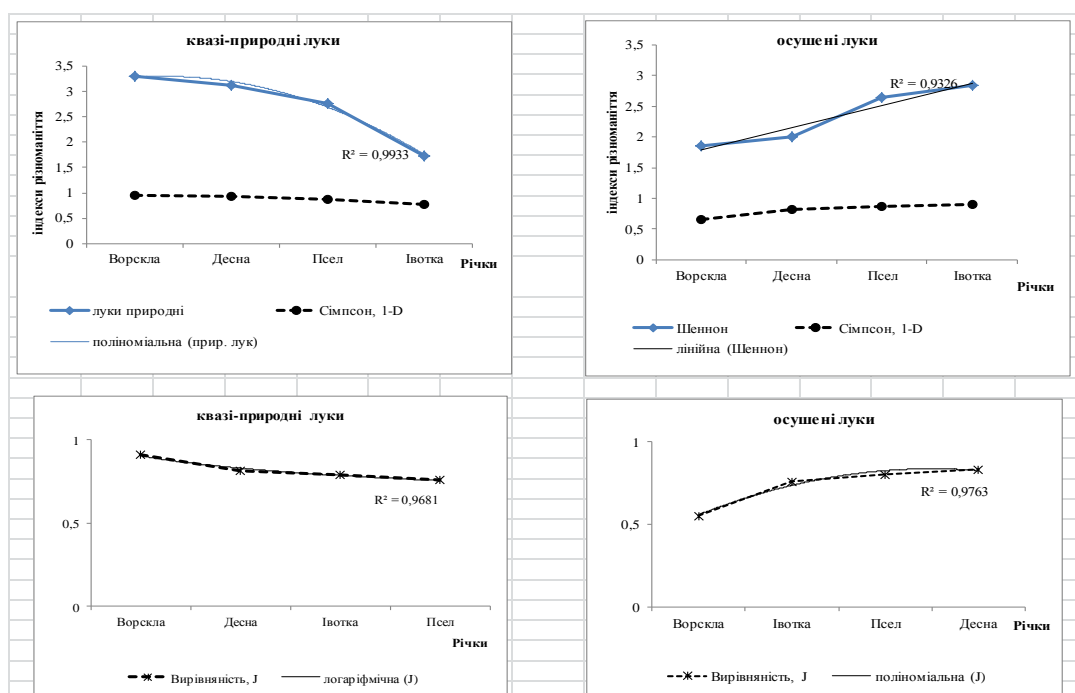


Рис. 1. Індекси альфа-різноманіття для заплавних лук різного типу.

Кириченко М.Б. Вплив зарегульованості річок на угруповання турунів (Coleoptera, Carabidae) навколотовних біотопів // Вестник зоології. 1998, вып. 9. С. 69-72.

Boscaini A., Franceschini A. & Maiolini B. River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. *Hydrobiologia*, 2000, 422/423: 173–181.

Culver D. C., Pipan T. Climate, abiotic factors, and the evolution of subterranean life. *Acta Carsol.*, 2010, 39, 577.

Hansen J. A slippery slope: How much global warming constitutes "dangerous anthropogenic interference"? *Climatic Change*, 2005, 68 (333), 269–279.

Isaac M. H., Soden B. J. Water Vapor Feedback and Global Warming. *Annual Review of Energy and the Environment. Annual Reviews*. 2000, 25, 441–475. DOI: 10.1146/annurev.energy.25.1.441.

Parmesan C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 2006, 37, 637.

Rainio J. & Niemelä J. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiv. Conserv.*, 2003, 12: 487–506.

Scott W.A. & Anderson R. Temporal and spatial variation in carabid assemblages from the United Kingdom Environmental Change Network. *Biol. Conserv.*, 2003, 110: 197–210

## ПЕРЕВІРКА ЕФЕКТИВНОСТІ СОРБЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ, ОТРИМАНИХ НА ОСНОВІ “ЧЕРВОНОГО ШЛАМУ”

*Кириї С.О., Нечипорук Д.О.*

*Науковий керівник Косогіна І.В.*

*Національний технічний університет України “Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського”, Україна, м. Київ, [kysvit@gmail.com](mailto:kysvit@gmail.com)*

Зберігання червоного шлему, завдяки його великій кількості та специфічному складу, викликає багато екологічних проблем. Так, в Україні червоний шлам займає площу близько 400 гектар та з кожним роком його кількість зростає. Шламосховища, в яких зберігається червоний шлам, є екологічно небезпечними об'єктами, оскільки існує потенційна можливість руйнування основної дамби шламосховища внаслідок понаднормативної експлуатації технологічної водойми, зміни клімату, невизначеного терміну зберігання накопиченого червоного шлему; забруднення фільтраційними водами шламосховища прилеглих вод внаслідок їх неповного уловлювання; забруднення атмосферного повітря лужними випаровуваннями шламової пульпи; забруднення і погіршення якості ґрунтів; забруднення атмосферного повітря і ґрунтів пилом червоного шлему тощо.

Встановлено, що червоний шлам може використовуватись в різних галузях промисловості, наприклад в чорній металургії для одержання чавуну, глинозему та різних окремих компонентів, будівельній промисловості для виготовлення цегли та цементу, керамічній, скляній тощо. Завдяки великому вмісту оксидів заліза (до 55%) та алюмінію (до 30%), червоний шлам також може використовуватись у технології водоочищення як сорбційний реагент.

Традиційно в технології водоочищення в якості сорбентів використовується активоване вугілля. Активоване вугілля є пористим матеріалом, легкодоступним для використання в якості сорбента, забезпечуючи велику площу поверхні для видалення забруднюючих речовин та відносно недорогим. Це компенсує не надто високий ступінь поглинання окремих поллютантів. Зважаючи на це, є актуальним пошук способу модифікації активованого вугілля з метою підвищення ефективності його використання.

Метою даної роботи є синтез та перевірка ефективності застосування отриманих з використанням “червоного шлему” сорбційних матеріалів у технології очищення стічних вод від сполук органічного походження.

Модифікацію активованого вугілля для Сорбційного реагенту 1 (Сорб1) проводили наступним чином: наважку активованого вугілля F300 просочували розчином солей хлоридів металів, що були отримані в результаті обробки червоного шлему, відстоювали, відділяли та просушували. Для Сорбційного реагенту 2 (Сорб2): наважку активованого вугілля F300 просочували попередньо активованим червоним шламом за допомогою хлоридної кислоти та прожарювали за температури 150 °C протягом 1 години.

Адсорбцію для органічних забрудників з сорбентами проводили в статичних умовах при кімнатній температурі. До кінчної колби додавали наважку сорбенту з різною дозою (2 - 20 г/дм<sup>3</sup>) до 100 см<sup>3</sup> модельної води, закручували кришкою та струшували на орбітальному шейкері зі швидкістю 200 об / хв 300 хв.

Для перевірки ефективності отриманих сорбентів було проведено визначення оптимальної дози сорбенту в діапазоні 2 - 20 г/дм<sup>3</sup> на забрудненій воді, що містить природню органічну речовину (ПОР) натрієву сіль гумінової кислоти концентрацією 8 мг/дм<sup>3</sup> та колірністю 105 мгPt/дм<sup>3</sup>, що відповідає реальним водам р. Дніпро. Тривалість сорбції 5 годин. рН вихідного розчину 6,5. Відділення сорбенту і розчину здійснювалось на центрифугі Eppendorf Centrifuge 5702 тривалістю 20 хв на швидкості 3,8x1000 rpm та на швидкому фільтрі розміром пор 1,2 мкм (Watman).

Для встановлення ефективності отриманих сорбентів проводили дослідження ступеня знебарвлення (мгPt/дм<sup>3</sup>) та ступеня вилучення (UV<sub>254</sub>) ПОР та порівнювали з активованим вугіллям F300. Вплив дози сорбентів на ступінь вилучення ПОР синтезованими сорбційними реагентами та активованим вугіллям F300 відображено на рисунку 1.

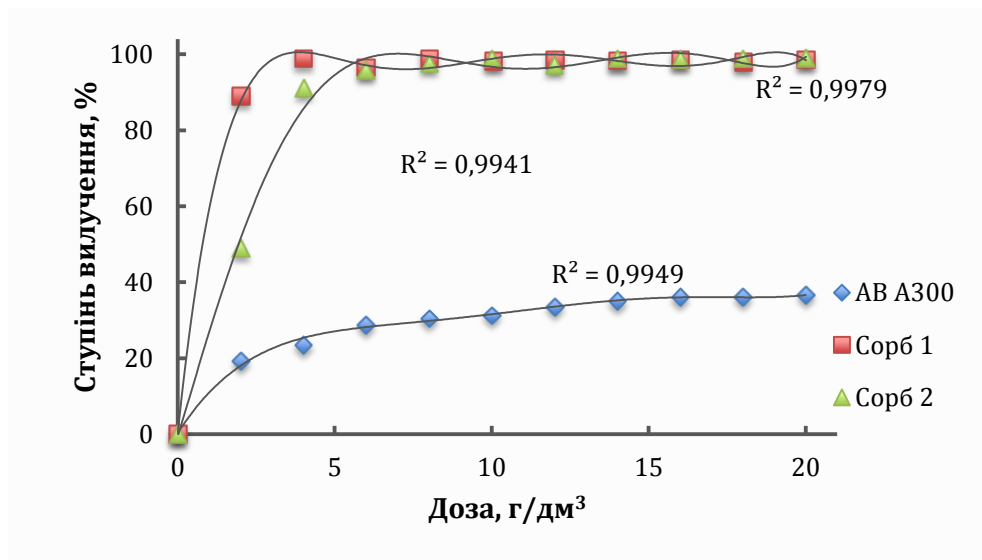


Рисунок 1. Залежність ступеня вилучення ПОР від дози сорбента

Встановлено, що при зміні дози натрієвої солі гумінової кислоти від 2 до 20 мг/дм³ ефективність вилучення зростає. Для активованого вугілля F300 ступінь вилучення натрієвої солі гумінової кислоти досягає максимуму всього у 37%, ступінь знебарвлення досягає максимуму всього у 19%, що зумовлює необхідність модифікаційного перетворення активованого вугілля з метою підвищення ефективності його дії.

Сорб 1 та Сорб 2 показали високу ефективність (близько 98%), проте Сорб1 досягає даного ступеню вилучення та знебарвлення при меншій дозі сорбента 4 г/дм³.

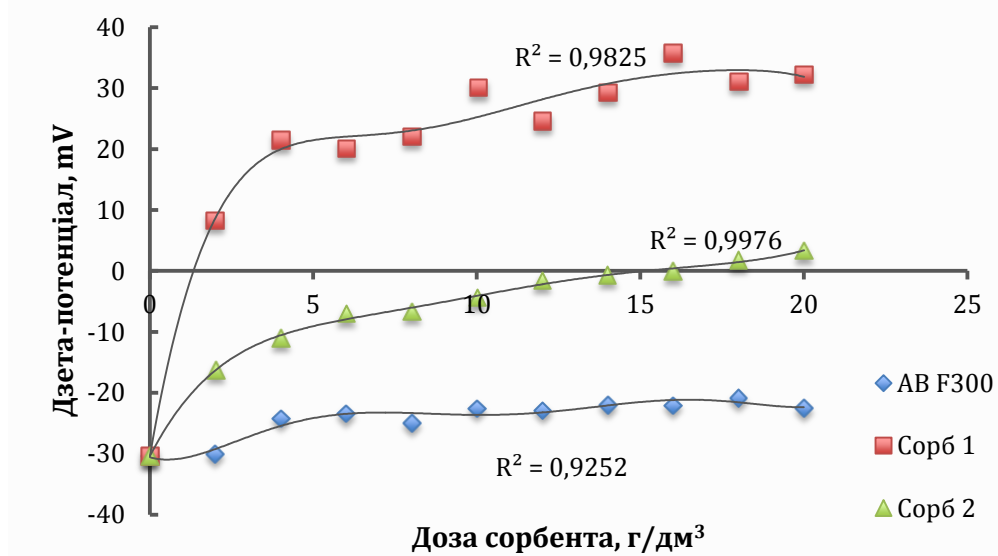


Рисунок 2. Вплив дози сорбенту на дзета-потенціал

В ході встановлення впливу дози сорбенту було досліджено дзета-потенціал розчину до та після сорбції (рисунок 2). Дзета-потенціал розчину ПОР до сорбції становив - 30,4 mV. Як видно з рисунку 2, зі збільшенням дози сорбенту, дзета-потенціал зростає. Встановлено, що ізоелектрична точка для Сорб1 знаходиться в межах дози 2 г/дм³, для Сорб2 близько 14 г/дм³, в той час як для активованого вугілля F300 ізоелектричної точки не досягнуто. Цим можна пояснити низький ступінь вилучення ПОР для вугілля та високий для Сорб1 (при меншій дозі) та Сорб2.

# СТВОРЕННЯ ЕНЕРГОНЕЗАЛЕЖНИХ КАНАЛІЗАЦІЙНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД ЗА ДОПОМОГОЮ БІОГАЗОВИХ СТАНЦІЙ І КОГЕНЕРАЦІЙНИХ УСТАНОВОК

Кізієв М. Д.

*Національний університет водного господарства та природокористування, Україна,  
м.Рівне, m.d.kiziev@nuwm.edu.ua*

В даний час більшість підприємств водопровідно-каналізаційного господарства, які обслуговують каналізаційних очисних споруд (КОС), так званих “Водоканалів”, сплачують величезні кошти за електричну та теплову енергію, що витрачається на забезпечення основних технологічних потреб. Зазвичай, коштів на всі інші, другорядні технологічні та господарсько-побутові потреби не вистачає. Це призводить до порушення технологічних регламентів роботи КОС і неможливості забезпечення нормальних санітарно-побутових умов для експлуатаційного персоналу. Тому останнім часом значна частина “Водоканалів” в Україні взяла курс на енергоефективність і впровадження різних заходів з метою економії енергії. Так, наприклад, “Водоканали” міст Львова [1] та Дніпра [2] змагаються за звання першого в Україні підприємства, яке впровадить біогазові установки та когенерацію на своїх КОС. Такими самими проектами переймаються “Водоканали” і міська влада в таких містах як Біла Церква, Новоград-Волинський та інших.

Основною причиною, яка не давала можливості раніше реалізовувати такі проекти в Україні на КОС була відсутність “зеленого” тарифу на електроенергію, що робить термін окупності проектів біогазових станцій прийнятним для залучення інвестицій. У відповідності до чинної редакції Закону “Про електроенергетику” в Україні встановлено підвищувальні коефіцієнти до тарифу для електроенергії, що виробляється з біогазу.

Вказані фактори обумовлюють значний інтерес науковців, проектувальників і експлуатаційників до використання альтернативних джерел енергії при проектуванні нових, реконструкції або розширенні існуючих КОС. Техніко-економічна доцільність використання альтернативних джерел енергії на КОС обумовлена наявністю значного енергопотенціалу стічних вод (СВ), який можна реалізовувати в технологічному процесі очищення СВ і оброблення осадів. Особливість КОС полягає в тому, що на них альтернативні ресурси енергії надходять разом з СВ. Споживачі енергії також знаходяться на КОС, що здешевлює процес транспортування і зменшує втрати енергії. Навпаки, традиційні джерела енергії, зазвичай, значно віддалені від КОС.

В Україні давно назріла необхідність зміни підходів до оброблення СВ, а саме:

- переходу від звичайних традиційних методів лише очищення СВ до комплексного використання всіх корисних ресурсів, що містяться в них;
- розгляду СВ як сировини, що надходить майже безкоштовно на підприємство з її переробки і отримання продукції – біометану, теплової і електричної енергії, органічних і неорганічних речовин у вигляді органічних та мінеральних (струвит) добрив, піску тощо;
- створення економічної мотивації для “Водоканалів” та обслуговуючого персоналу КОС в глибокому очищенні СВ і обробленні та утилізації продуктів їх очищення та виготовлення з них продукції на таких “заводах з перероблення СВ” за принципом «чим більше вилучено забруднень зі СВ в процесі їх очищення, тим більше утворюється продуктів очищення і тим більше корисної продукції з них можна виготовити і реалізувати на КОС (електроенергія, тепло) та інших споживачів (біометан, електроенергія, тепло, добрива, пісок). Реалізація продукції забезпечить економічну ефективність “Водоканалів”, високий рівень заробітної плати співробітників і пряму залежність її від якості очищених СВ та степені утилізації продуктів їх очищення.

В Європейських країнах це вже стає нормою і йде мова про 100%-не забезпечення електроенергією “Водоканалів” за рахунок власних джерел і навіть більше. В даний час за найбільшою Європейською науковою програмою “HORIZON 2020” 15 організацій-партнерів з 7 країн Європи розробляють проекти створення енергопозитивних КОС у 6

містах Європи, який отримав назву «Full scale demonstration of energy positive sewage treatment plant concepts towards market penetration» або скорочено «POWERSTEP» [3]. Дослідники і фахівці в галузях каналізації і енергетики працюють над перетворенням установок очищення СВ на виробничі енергетичні об'єкти. «POWERSTEP» має на меті повномасштабну демонстрацію концепцій енергоефективних установок для очищення СВ.

В м. Орхус (другому за величиною в Данії) КОС «Марселісборг» зазнали модернізації - збільшили ефективність виробництва і знизили споживання енергії за рахунок оптимізації всіх процесів, в т.ч. за допомогою обладнання всіх електродвигунів частотними перетворювачами, що дозволяє КОС в даний час генерувати більше 150% електроенергії, необхідної для їх експлуатації [4]. Модернізація КОС «Марселісборг» потребувала авансових інвестицій в розмірі близько 3 млн. €, але очікується, що ці заходи окупляться всього за 5 років за рахунок коштів від продажу надлишкової електроенергії в загальну електромережу і теплової - в систему централізованого тепlopостачання міста.

КОС в даний час виробляють на 50% електроенергії більше, ніж це необхідно, і 2,5 ГВт тепла для системи централізованого тепlopостачання без використання додаткових вуглеводнів. А планують на КОС «Марселісборг» виробляти більше 192% енергії, що використовується для їх роботи. Надлишок електроенергії буде використовуватися для живлення насосів, які забезпечують водою 200 000 жителів довколишніх районів. Такий підхід з перетворення забруднень СВ в електроенергію заснований на виробництві біогазу. Побутові СВ обробляються в метатенках, перебуваючи під температурою 38 °С. В СВ утворюється біогаз, який використовується для вироблення електроенергії і тепла. У той час як цей процес використовується на багатьох КОС як засіб для знищення парникових газів, ніхто не намагався використовувати цю електроенергію в таких масштабах.

Основні заходи з енергоефективності, що були застосовані при модернізації КОС:

- оптимізація процесу видалення азоту з СВ з використанням контролю в реальному часі. Перетворювач частоти адаптує рівень аерації до необхідного. Система управління знижує енергоспоживання і збільшує кількість вуглецю, що залишився в СВ;
- система повітродувок замінена високошвидкісними турбонагнітачами. Таке оновлення забезпечує подальше скорочення споживання енергії в процесі аерації;
- контроль віку активного мулу в залежності від температури СВ і навантаження на КОС. Тут контроль перетворювача частоти насосів рециркуляційного мулу є ключем до досягнення зниження витрат енергії і підвищення рівня вуглецю, що залишився в СВ;
- реконструкція комбінованого виробництва тепла та електроенергії з 90%-ою ефективністю використання енергії.

Повторити показники цього об'єкту буде нелегко. Така велика ефективність використання енергії досягається рідко і вимагає початкових вкладень, які можуть значно збільшити собівартість очищення СВ. Для такої ефективної роботи, «завод з перероблення СВ» повинен бути досить великим, щоб генерувати достатню кількість біогазу, а СВ мають бути достатньо забрудненими органічними речовинами.

Останнім часом з'явилось багато інформації про спроби та досвід впровадження і експлуатації енергоефективних технологій з використанням альтернативних джерел енергії на КОС і в Україні. Наприклад, «Львівводоканал» вже впровадив на своїх КОС заходи із економії електроенергії за рахунок встановлення повітродувок із автоматичним регулюванням їх роботи в залежності від концентрації кисню в СВ аеротенків та за рахунок сучасного обладнання для зневоднення осадів та мулу. Але на цьому керівництво «Львівводоканалу» не зупинилося і прийняло рішення не лише економити електроенергію, а й виробляти її. У 2008 р. шведська компанія "СВЕКО Інтернешнл" провела дослідження і розробила техніко-економічного обґрунтування (ТЕО) для будівництва біогазової станції на КОС м. Львів. У 2015 р. шведська компанія «АБАНОР АБ» розробила поновлення ТЕО реконструкції КОС та будівництва станції виробництва біогазу у м. Львові. В ТЕО обґрунтована кількість коштів та їх джерела надходження для реалізації інвестиційного

проекту (ІІІ). Було запропоновано залучити комбінацію коштів - кредити провідних банків Європи, грантові кошти фондів з енергоефективності і охорони природи та місцевий бюджет. ІІІ «Реконструкція очисних споруджень та будівництво станції переробки мулу для очистки та утилізації стічних вод і виробництва біогазу для когенерації у м. Львові» був розроблений ТОВ «ТЕКОС Лтд» [5]. Основна мета даного ІІІ полягала у оцінці економічної ефективності виробництва енергії з суміші осаду первинних відстійників та надлишкового активного мулу аеротенків, що утворюються в результаті очищення СВ на КОС, для зменшення витрат на придбання електричної і теплової енергії КОС. ІІІ обґрунтовує позики і грант для його реалізації, розглядає 2 виконаних проекти: біогазової станції та реконструкції КОС (нові пісковловлювачі, реконструкцію аеротенків та хімічне осадження біогенних забруднень фугату після механічного зневоднення осадів).

Проект біогазової станції складається зі споруд для зброджування суміші осаду первинних відстійників та надлишкового активного мулу аеротенків з обох частин КОС м. Львова (1-2 і 3-4) в метантенках та використання біогазу для виробництва електричної та теплової енергії. Розрахункова витрата біогазу, що утворюється, становить 42 000 нм<sup>3</sup>/добу. Кількість енергії, яку містить біогаз, складає 270 000 кВт·год/добу. Кількість виробленої в когенераційних установках електроенергії, яку планується реалізовувати за «зеленим» тарифом, складе 39,4 млн. кВт·год/рік, а теплова потужність - 4,5 МВт. Баланс теплової енергії складено з врахуванням витрат тепла на підігрів мулу в метантенках. Надлишкова потужність теплової енергії складає від 1,2 МВт взимку до 2,1 МВт влітку. Тепло передбачається використовувати для опалення будівель в зимовий час та цілорічно на гаряче водопостачання і в технологічних процесах, наприклад, для підсушування зневодненого осаду. В цінах 2016 р. біогазова станція при «зеленому» тарифі 4,1785 грн./кВт·год або 0,15 €/кВт·год могла б виробляти електроенергію вартістю €5,88 млн./рік. ІІІ реалізується в 3 черги: в 1-шу чергу будується біогазова станція вартістю €24,9 млн.; в 2-гу - реконструкція КОС 1-2 вартістю €6 млн.; в 3-тю - установка хімічного осадження біогенів в фугаті осадів, що повертається в голову КОС - €0,6 млн.

Оцінка економічної ефективності ІІІ показала позитивні результати, лише дисконтований період окупності DPB вийшов занадто тривалим - 20,41 р. Такий показник пояснюється тим, що не всі етапи ІІІ є економічно ефективними. Лише 1-ша черга є прибутковою, а всі інші - ні. Крім того, при розробленні ІІІ не було враховане підвищення існуючих тарифів на водовідведення завдяки інвестиційній складовій. При складанні і обговоренні інвестиційної програми «Львівводоканалу» на 2018 р. [6] до структури тарифу на водовідведення було включено інвестиційну складову пов'язану із витратами по кредиту. При підвищенні тарифу для населення на 1 грн./м<sup>3</sup> DPB складає менше терміну виплат за кредитом (13 років), тобто ІІІ стає окупним за строк повернення коштів.

#### Література

1. Біогаз із осаду стічних вод [Електронний ресурс] — Режим доступу: <http://lvivvodokanal.com.ua/aboutus/environment/sewagesludge/>
2. У Дніпрі збудують надсучасну електростанцію, яка перероблятиме мул на електроенергію. [Електронний ресурс] — Режим доступу: <http://adm.dp.gov.ua/obladm/obldp.nsf/index/AE54D77DD66169A4C225814B002E7BE0>.
3. WWTP as an element of the energy system. [Електронний ресурс] — Режим доступу: <http://powerstep.eu/wwtp-as-an-element-of-energy-system>
4. World's first city to power its water needs with sewage energy.[Електронний ресурс] — Режим доступу: <https://www.newscientist.com/article/2114761-worlds-first-city-to-power-its-water-needs-with-sewage-energy/>.
5. Кізеєв М.Д. Інвестиційний проект реконструкції каналізаційних очисних споруд та будівництва станції виробництва біогазу у м. Львові. / М.Д. Кізеєв, В.Ф. Осадчий, О.В. Осадчий // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Теорія і практика будівництва. №844, 2016. – Львів, Видавництво Львівської політехніки, с.103-112.
6. У «Львівводоканалі» відбулося відкрите обговорення тарифів на 2018 рік. [Електронний ресурс] — Режим доступу: <http://lvivvodokanal.com.ua/2017/09/05/u-lvivvodokanali-vidbulosya-vidkryte-obhovorennya-taryfiv-na-2018-rik/>.

# ЗАХИСТ ВОДНОГО БАСЕЙНУ ВІД ЗАБРУДНЕНЬ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ І РАДІОНУКЛІДАМИ З ВИКОРИСТАННЯМ ПРИРОДНИХ МІНЕРАЛЬНИХ СОРБЕНТІВ

*І.А. Ковальчук<sup>1</sup>, В.Ю. Тобілко<sup>2</sup>, Б.Ю. Корнілович<sup>1,2</sup>*

*<sup>1</sup>Інститут сорбції та проблем ендоекології Національної Академії наук України, Україна, Київ, [kowalchukiryna@gmail.com](mailto:kowalchukiryna@gmail.com),*

*<sup>2</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут» імені Ігоря Сікорського, Україна, Київ, [ytobilko@gmail.com](mailto:ytobilko@gmail.com), [b.kornilovych@kpi.ua](mailto:b.kornilovych@kpi.ua),*

Однією з актуальних проблем захисту навколишнього середовища є розробка ефективних методів очищення поверхневих та підземних вод від таких небезпечних токсикантів, як важкі метали та радіонукліди. Важливою екологічною проблемою урановидобувного регіону України (Дніпропетровська та Кіровоградська області) є захист водного басейну від забруднення природними радіоактивними речовинами, які потрапляють туди в результаті технологічних процесів видобутку та переробки уранової сировини [1].

Для очищення забруднених вод від важких металів та радіонуклідів використовують весь спектр відомих та доступних методів очистки, проте тільки завдяки сорбційним методам в переважній більшості випадків вдається досягти очищення забруднених токсикантами вод до слідових кількостей. Доочистку забруднених вод проводять також поєднанням сорбційних методів з іншими, наприклад, з мембранними методами.

Іонообмінники, які використовуються зараз при очищенні вод – це іонообмінні смоли та синтетичні силікати, які характеризуються високою сорбційною здатністю, однак мають також значну вартість та глинисті мінерали, які отримують на основі дешевої мінеральної сировини. Не дивлячись на те, що природні сорбенти широко використовувались і використовуються для очистки вод, інтерес до них зростає в зв'язку з можливостями суттєвого покращення їх сорбційних характеристик, які відкриваються за рахунок використання методів нанохімії та хімії поверхні.

Нами вивчено застосування широкого спектру методів для покращення сорбційних властивостей природних дисперсних мінералів [2-4]. Наявність в забруднених водах значної кількості іонів-комплексоутворювачів (ЕДТА, НТА, карбонат-іонів, фульвокислот) обумовлює можливість формування на їх основі складних негативно заряджених форм, котрі практично не сорбуються на немодифікованих глинистих сорбентах. Встановлено, що модифікування глинистих мінералів катіонними поверхнево-активними речовинами (четвертинними амонієвими основами) дає можливість направленої зміни ліофільно-ліофобного балансу поверхні шаруватих силікатів. Можливість утворення при цьому двовимірних міцел (геміміцел) на поверхні шаруватих силікатів супроводжується зміною заряду поверхні з негативного на позитивний. Це дозволяє вилучати з водного середовища не лише катіонні, але і аніонні форми неорганічних токсикантів, зокрема хрому (VI), урану (VI) та ін. (Рис.).

З метою регулювання мезо- та мікропоруватої структури використовують обробку мінералів розчинами, які містять позитивно заряджені полігідроксокомплекси перехідних металів (Al, Zr, Ti та ін), що дозволяє цілеспрямовано змінювати величину заряду поверхні та покращувати сорбційні властивості. Встановлено високу ефективність застосування інтеркальованого полі- та гетерополіядерними комплексами (Al, Fe, Zr, Al/Fe, Al/Zr) монтморилоніту для вилучення з водних середовищ катіонних та аніонних форм важких металів та радіонуклідів [3].

Перспективною для підвищення сорбційних властивостей є обробка природних силікатів солями феруму з утворенням на поверхні наноплівки (окси)гідроксидів заліза. Одержані композиційні сорбенти мають збільшену питому поверхню відносно природних глинистих мінералів, підвищену сорбційну ємність та селективність щодо сполук Co(II), Cr(VI), U(VI).

Для одержання композиційного сорбенту, що містить на поверхні шар наночастинок нульвалентного Fe<sup>0</sup>, використовували метод з осадженням на глинистому мінералі солей заліза з наступним їх відновленням борогідридом натрію [4]. Особливістю такого композиту є не тільки високі сорбційні властивості, але і відновлювальна здатність по відношенню до іонів з високим ступенем окислення. Так, іони урану (VI) при цьому можуть відновлюватись до урану (IV), який у водному розчині, утворюючи малорозчинний гідроксид, випадає в осад:

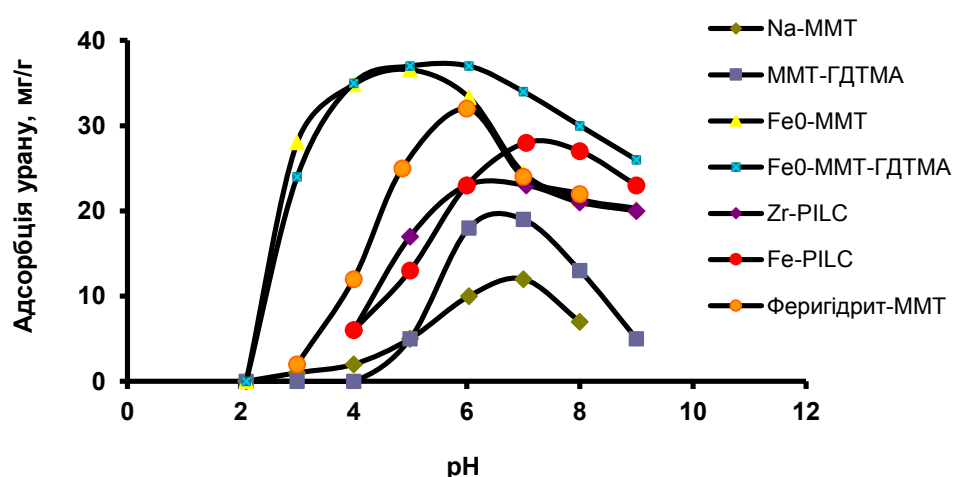
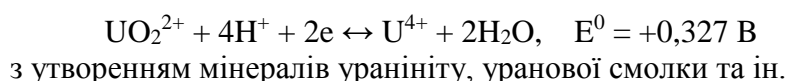


Рис. Сорбція урану на вихідному та модифікованому монтморилоніті.

Таким чином, модифікування глинистих мінералів оксидними та гідроксидними сполуками заліза, нанозалізом, катіонними ПАР, полігідроксокомплексами перехідних металів є доцільним при очищенні вод від важких металів та природних радіонуклідів. Особливо це стосується поверхневих та підземних вод, що забруднені сполуками урану (можливість зниження концентрації урану до 20-30 мг/дм<sup>3</sup>), для якого характерна велика різноманітність форм знаходження в навколишньому водному середовищі.

#### Література:

1. Корнілович Б.Ю., Сорокін О.Г., Павленко В.М., Кошик Ю.Й. Природоохоронні технології в урановидобувній та переробній промисловості. - Київ, 2011. - 156 с.
2. Sprynskyy M., Kovalchuk I., Buszewski B. The separation of uranium ions by natural and modified diatomite from aqueous solution // Journal of Hazardous Materials. – 2010. – V.181. - P. 700-707.
3. Пилипенко І.В., Ковальчук І.А., Корнілович Б.Ю. Синтез і сорбційні властивості Ti- та Ti/Al – пілардованого монтморилоніту // Хімія, фізика та технологія поверхні. - 2015. -Т. 6, № 3. - С. 336-342.
4. Тобілко В.Ю., Корнілович Б.Ю., Денисова Т.І., Ковальчук І.А., Кравченко О.В. Сорбція іонів урану та кобальту термічно модифікованими шаруватими силікатами // Доповіді Національної академії наук України. – 2010. – № 5. – С. 150-155.



## АНАЛІЗ ПОЄДНАННЯ РІЗНИХ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ

*М.Ю. Козар, Л.А. Саблій*

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

*03056, м. Київ, просп. Перемоги, 37, корпус 4*

В основу технології покладено природні процеси самоочищення, властиві водним та навколоводним екосистемам. Накопичування рослинами біогенних елементів стимулюється збільшенням їх концентрації в середовищі, збільшується на світлі, залежить від рН води, а також від видових особливостей рослин, густоти біомаси та ряду інших чинників. Таким чином, найбільш важливими характеристиками штучно сформованого біоценозу є: загальна площа акваторії, яку займають рослини, їх видовий склад та чисельність на 1 м<sup>2</sup>; час контакту потоку води з біоценозом; режим експлуатації.

Метою роботи було дослідження ефективності вилучення сполук фосфору зі стічних вод в анаеробно-аеробних біореакторах та за використанням стадії доочищення у піщано-гравійному фільтрі з низхідно-висхідним рухом води, на поверхні якого насаджено рослини, що має окрім фільтрації через тіло фільтра ще й додаткову фільтрацію, що здійснюється кореневою системою рослин. Слід зазначити, що ефективність видалення залежить від складу стічної води, адже для процесу акумуляції фосфатів необхідна наявність легко-біодеградуючих речовин. Найважливіший фактор для продуктивності є створення послідовності аеробних і анаеробних умов. Було встановлено, що повністю анаеробні умови у першій стадії процесу біологічного видалення фосфору мають найважливіше значення для процесу експлуатації. В анаеробних умовах активний мул, що накопичив надлишок фосфору, має тенденцію до виділення фосфору у рідину, що оточує мікроорганізм. Це вивільнення складає близько 10-20% від накопичених Р та є передумовою для подальшого поглинання фосфору. Це має велике значення для забезпечення наявності в анаеробних реакторах вільних електронних акцепторів (кисень або нітрат).

Технологія з використанням послідовних анаеробно-аеробних біореакторів в поєднанні з піщано-гравійним фільтром з низхідно-висхідним рухом води, на поверхні якого насажені рослини, що має окрім фільтрації через тіло фільтра ще й додаткову фільтрацію, яка здійснюється кореневою системою рослин, дозволяє ефективно видалити сполуки фосфору.

УДК 665.238

### ТЕХНОЛОГІЯ ВИЛУЧЕННЯ ШЕРСТЯНОГО ЖИРУ ЗІ СТІЧНИХ ВОД ЗАВОДУ ПЕРВИННОЇ ОБРОБКИ ВОВНИ

*Колтишева Д.С.*

*Науковий керівник: Саблій Л.А.*

*Національний технічний університет України «Київський Політехнічний Інститут ім. І.Сікорського» [dinakoltisheva@gmail.com](mailto:dinakoltisheva@gmail.com)*

В процесі первинної обробки вовни, а саме промивання, утворюється велика кількість стічних вод (25-40 м<sup>3</sup> води на 1 т промитої вовни) [1], що містять шерстяний жир, частинки рослин, пісок, пил, піт та інші органічні і мінеральні забруднення. За статистичними даними було випущено за період січень-липень 2017 року 1069 тис. т пряденої вовни [2], а з 2010

до 2016 році цей показник коливався від 2072 до 4192 тис. т [3], при чому спостерігалась тенденція на зменшення виробництва продукції. Залежно від технічних характеристик вовни, в стічній воді, яка утворюється після первинної обробки сировини, може міститися від 4 до 25% вовняного жиру. Актуальність питання полягає в екологічності та економічності вилучення шерстяного жиру зі стічних вод. Економічність полягає в тому, що неочищений шерстяний жир, який утворюється при первинній обробці вовни, містить цінну речовину - ланолін, яку можна використовувати в інших галузях господарства. Екологічність питання постає через високий вміст ПАР, які використовують для промивання, а також через наявність в стічній воді пестицидів та інших шкідливих і забруднюючих речовин. Об'єктом дослідження являється технологія вилучення шерстяного жиру зі стічних вод заводу первинної обробки шерсті. Предметом дослідження є економічність та екологічність технологій.

Фізико-хімічні властивості шерстяного жиру мають певні особливості, такі як висока емульгуюча здатність, стабільність та стійкість до окиснення. Шерстяний жир має властивість добре змішуватись з іншими насиченими та ненасиченими жирами і здатність утримувати до 300% води, зберігаючи мазеподібний стан, завдяки чому ланолін, який складає шерстяний жир і продукти його обробки використовують в парфюмерно-косметичній, харчовій та фармакологічних галузях промисловості. Через зріст попиту на продукцію останніх трьох галузей промисловості вилучення шерстяного жиру зі стічних вод має економічний сенс.

Очищення стічних вод на фабриках первинної обробки вовни проводять в два етапи: на першому вилучають шерстяний жир, на другому - здійснюють загальне очищення стічних вод. Вилучення жиру відбувається на комплексі споруд механічного очищення: ґратках, пісковловлювачах, вовновловлювачах. Для вилучення шерстяного жиру використовують фізико-хімічні та хімічні методи, а також проводять розробку та пошук нових технологій для вилучення шерстяного жиру зі збереженням властивостей та якості й збільшенням відсотку вилучення. До хімічних способів вилучення належить промивання миючих розчинів кислотою, хлорним вапном, бентонітом, гексаном. Повнота вилучення жиру при цьому становить 90%, однак якість отриманого жиру невисока, оскільки жир містить домішки, миючі засоби та має темний колір. Хімічний метод обробки є дорогим, оскільки обробка кислотами (зокрема сірчаною) або розчинниками (гексаном) вимагає нейтралізації кислот або вилучення та регенерації розчинника. Бензин використовують при екстракційному способі вилучення жиру. Даний метод дозволяє вилучити до 90% шерстяного жиру, проте до недоліків відносять високу пожежну небезпеку та використання високовартісного бензину. До фізико-механічних способів належать сепараційні та флотаційно-сепараційні. Ефективність сепарації становить від 30 до 60% та залежить переважно від концентрації жиру в вихідному розчині. Повнота вилучення при цьому складає приблизно 60%, проте якість одержаного жиру вища, ніж при хімічному способі, колір – світлий. Перед сепарацією необхідне попереднє вилучення вовни та домішок за допомогою шерстевловлювачів, відстійників або гідроциклонів. Недоліками методу є великі витрати на підігрів стічних вод, низький вихід жиру, а також необхідність влаштування накопичувачів оброблених стічних вод. При флотаційно-сепараційному способі знижується кількість мінеральних домішок, однак часткове вилучення жиру на флотаційній стадії призводить до того, що ефективність флотаційно-сепараційного способу така ж як і сепараційного [4,5].

Основними вимогами до вилучення шерстяного жиру є висока ефективність процесу та якість жиру при одночасному збереженні якості продукту первинної обробки вовни, тому на сьогодні розробляють нові технології. Також необхідність більш ефективних технологій

пов'язана з тенденцією зменшення випуску пряденої вовни, через що вилучення стає більш економічно не вигідним.

Семешко О.Я. та колеги пропонують використання технології очищення вовни з електричною обробкою ЕРНОК. Перевагами даної технології є значне скорочення використання води та миючих речовин, що є позитивною стороною для економічної та екологічної сторони процесу. Дана технологія знижує собівартість вовняного жиру. Недоліками є пожежонебезпека та енергоємність процесу [1].

Мороз А.Н. та колеги пропонують технологію вилучення, яка містить екстрактор неперервної дії з розділенням емульсії на забруднену вод та екстракт, плівкову випарну установку для вилучення неочищеного ланоліну та повернення екстрагенту. При цьому спостерігали високу якість шерстяного жиру та ефективність його вилучення, при якій немає негативного впливу на цільову продукцію первинної обробки вовни. Дана технологія автоматизована, позитивно впливає на очищення стічної води, завдяки чому можливе повторне використання води. Даний метод дозволяє збільшити повноту виходу шерстяного жиру до 90% та зберегти якість. Однак метод є енергоємним, оскільки вимагає регенерації екстрагенту [4].

Важливим питанням є вміст в шерстяному жирі небезпечних для людини та довкілля речовин. Так, в шерстяному жирі можуть міститися пестициди, з якими взаємодіють вівці у процесі життєдіяльності. Необхідне забезпечення моніторингу технологічного процесу отримання шерстяного жиру на залишкову концентрацію пестицидів [6].

Отже, на сьогодні є актуальним питання екологічних та економічних характеристик процесу вилучення шерстяного жиру зі стічних вод. Доцільним та економічно-вигідним, за наведеними вище даними, є використання фізико-хімічних методів вилучення шерстяного жиру, розробка та впровадження нових економічних, високоефективних та екологічних методів. При використанні будь-якої технології необхідний моніторинг технологічного процесу та забезпечення вимог щодо якості очищеної стічної води відповідно до нормативних документів.

#### Література

1. Семешко О.Я. Електророзрядна обробка в технологіях промивки вовни та одержання вовняного жиру / О. Я. Семешко, Ю. Г. Сарібєкова, А. В. Єрмолаєва, М. Л. Кулігін // Вісник Київського національного університету технологій та дизайну. - 2014. - № 5 (79). - С. 215-218.
2. Про соціально-економічне становище України за січень-липень 2017 року. Статистичний збірник. – К. 2017. Режим доступу: [http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat\\_u/publ1\\_u.htm](http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/publ1_u.htm)
3. Україна у цифрах 2016. Статистичний збірник. – К. 2017. Режим доступу: [http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat\\_u/publ1\\_u.htm](http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/publ1_u.htm)
4. Водовідведення на промислових підприємствах : Навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / А. І. Мацнев, Л. А. Саблій. - Рівне, 1998. - 220 с.
5. Мороз А.Н. Анализ способов извлечения шерстного жира из сточных вод фабрик первичной обработки шерсти / Мороз А.Н., Черенков А.Д. // Сборник научных трудов "Вестник НТУ "ХПИ" : Проблемы усовершенствования электрических машин и аппаратов №12 - Вестник НТУ "ХПИ", 2011. - ISSN 2079-3944
6. Левчук І. В. Оцінка залишкового вмісту пестицидів у вовняному жирі при очищенні вовни з використанням високоенергетичної обробки / І. В. Левчук, В. А. Кіщенко, А. І. Українець, М. І. Осейко, В. М. Пасічний, А. І. Маринін // Вісник Херсонського національного технічного університету. - 2016. - № 2. - С. 166-171. - Режим доступу: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vkhdtu\\_2016\\_2\\_28](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vkhdtu_2016_2_28)
7. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н. И. Лихачев, И. И. Ларин, С. А. Хаскин и др.; Под общ. ред. В. Н. Самохина. — 2-е изд., перераб. и доп. — М.: Стройиздат, 1981. — 639 с., ил.— (Справочник проектировщика).

**КІНЕТИКА ПРОЦЕСУ НІТРИФІКАЦІЇ ПРИ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД***Колтишева Д.С., Шкель К.О.**Науковий керівник: Саблій Л.А.**Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»**[shkel.kateryna@gmail.com](mailto:shkel.kateryna@gmail.com), [dinakoltisheva@gmail.com](mailto:dinakoltisheva@gmail.com)*

Присутність сполук Нітрогену в стічних водах викликає в водоймах масовий розвиток планктону, водоростей, появу присмаків і запаху води, порушення кисневого режиму і нормальної життєдіяльності гідробіонтів, створює додаткові труднощі при очищенні води, яку використовують для господарсько-питних і виробничих цілей, що, безумовно, є актуальною проблемою сьогодення. Біологічний метод видалення сполук Нітрогену зі стічних вод є найбільш прийнятним у сучасних умовах. Саме тому метою роботи є огляд сучасних технологій біологічного очищення стічних вод від сполук Нітрогену, а також дослідження кінетики процесу нітрифікації в лабораторних умовах. Об'єктами дослідження були - активний мул, відібраний на діючих очисних спорудах, і іммобілізовані на волокнистому носії типу «ВІЯ» мікроорганізми. Предметом дослідження - кінетика процесу нітрифікації. Завдання дослідження полягали у визначенні концентрації активного мулу та дослідження кінетики процесу при використанні різних видів активного мулу.

Усі відомі біологічні технології очищення стічних вод від сполук Нітрогену засновані на процесах нітрифікації і денітрифікації. Біологічні процеси глибокого очищення стічних вод від сполук Нітрогену можна здійснити двома способами: з використанням активного мулу, що знаходиться в завислому стані; з використанням прикріпленої активної біомаси (на носії). В обох способах можуть бути використані комбіновані і роздільні системи очищення. У комбінованих системах в одній споруді передбачається проведення нітрифікації і денітрифікації, а в окремих - тільки нітрифікації або денітрифікації. У роздільних системах з використанням завислої культури процеси очищення стічних вод від органічних речовин, нітрифікація і денітрифікація здійснюються специфічними мулами; після кожного ступеня є свій вторинний відстійник.

Особливості технологічних схем полягають у комбінуванні нітратного рециркулу, циркуляції активного мулу та в деяких рециркуляції денітрифікованої мулової суміші, внаслідок чого створюється комбінація анаеробної, аеробної та аноксидної зон. Такі зони мають різне відношення концентрації нітритів та нітратів до концентрації розчиненого кисню, що забезпечується шляхом регулювання інтенсивності аерації. Комбінування зон і вибір схем залежать від технологічних показників стічної води та доцільності використання схеми.

Сучасними та впровадженими технологіями є модифікований процес Людчака-Етінгера, процес АА/О або А<sup>2</sup>/О (Anaerobic Anoxic/Oxic), із двохступеневою подачею стічних вод, чотирьохступеневий та модифікований процеси Bardenpho, UCT, МУСТ, Альфа, JНВ та інші.

Таким чином, вирішення проблем, пов'язаних із забрудненням стічних вод сполуками Нітрогену, забезпечується різними технологіями, вибір яких залежить від значень технологічних показників стічної та очищеної води.

Важливими факторами очищення води від сполук Нітрогену є кінетика процесу та спосіб прикріплення мікроорганізмів. Одне з питань - доцільність використання іммобілізованого активного мулу в аеротенках. Було проведено дослідження кінетики нітрифікації з використанням іммобілізованих та неіммобілізованих мікроорганізмів. Визначення концентрації активного мулу було проведено ваговим методом. За показами

селективного до іонів амонію електрода був побудований графік залежності іонів амонію від часу, а також були розраховані за наступними формулами ступінь зниження концентрації амонійних іонів в пробах (1), питома швидкість нітрифікації (2) і побудовано залежності цих показників від часу:

$$E = \frac{(C_{поч} - C_{кін}) \cdot 100}{C_{поч}}, \% , (1)$$

$$\rho = \frac{C_{поч} - C_{кін}}{a_{мул} \cdot t}, \text{ мг}/(\text{г} \cdot \text{год}) (2),$$

де  $C_{поч}$  - початкова концентрація іонів амонію, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{кін}$  - концентрація іонів амонію на момент вимірювання, мг/дм<sup>3</sup>;  $a_{мул}$  - доза активного мулу або концентрація іммобілізованої біомаси, г/дм<sup>3</sup> (2,3 г/дм<sup>3</sup> та 2,5 г/дм<sup>3</sup>, відповідно);  $t$  - час відбору проби, год. Криві темно-сірого кольору описують параметри нітрифікації не іммобілізованого активного мулу, криві світло-сірого кольору – іммобілізованого.

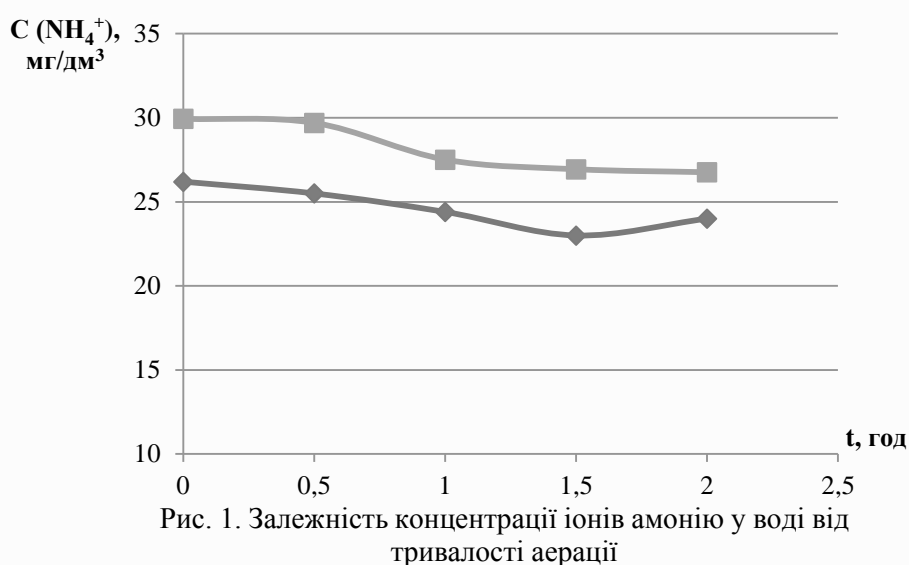


Рис. 1. Залежність концентрації іонів амонію у воді від тривалості аерації

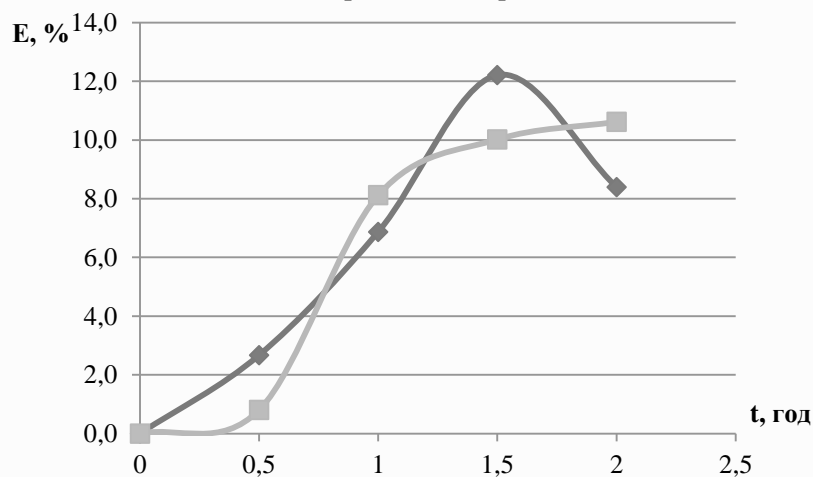


Рис. 2. Залежність ступеню зниження концентрації амонійних іонів в пробах від тривалості аерації

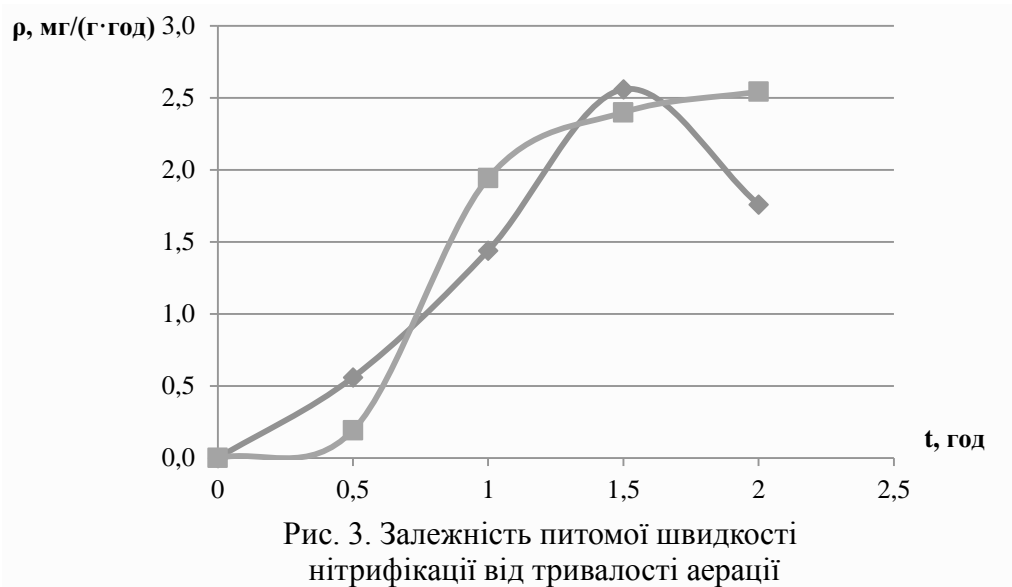


Рис. 3. Залежність питомої швидкості нітрифікації від тривалості аерації

Наведені на рис. 1 та рис. 2 криві свідчать про максимум ступеня зниження концентрації амонійних іонів в пробі для процесу з активним мулом при тривалості 1,5 години, в той час як для іммобілізованої біомаси спостерігали спочатку стрімке, а далі поступове збільшення ступеня зниження концентрації іонів амонію. З рис. 3 видно, що пік питомої швидкості нітрифікації для процесу з активним мулом спостерігали в умовах проведених дослідів при тривалості 1,5 години, в той час як для іммобілізованої біомаси спостерігали поступове збільшення питомої швидкості нітрифікації з тривалістю процесу.

#### Література

1. Blankenberg A.-G. B. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution / A.-G. B. Blankenberg, K. Haarstad, A.-K. Sovik // 10 IWA International Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, Istanbul, 18-22 sept. 2006: докл. – Desalination. – 2008. – 226. – №1-3. – P.114-120.
2. Okeke B. C., Giblin T., Frankenberger W. T. Reduction of perchlorate and nitrate by salt tolerant bacteria // Environmental Pollution. – 2002. – Т. 118. – №. 3. – P. 357-363.
3. Pascik I. Nitrification von kommunalen Abwässern mit absorbierenden Trägern fixiertem belebtem Schlamm in Wirbelbettreaktoren / I. Pascik, S. Kiiskinen // KA – Korresp. Abwasser. Abfall. – 2008. – 55. – №11. – P.1212-1219.
4. Treatment of super high concentration ammonium wastewater with immobilized aerobic nitrifying bacteria and stripping effects / H.Yamasaki, S. Murakami, T. Ito [et al.] // 18 International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, 24-28 aug. 2008. – Prague: Czech Soc. Chem. Eng., 2008. – P. 3914.
5. Vaiopoulou E. A modified UCT method for biological nutrient removal: Configuration and performance / E. Vaiopoulou, A. Aivasidis // Chemosphere. – 2008. – 72. – №7. – P.1062-1068.
6. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці: підруч. для студентів ВНЗ спец. "Біотехнології та біоінженерія" / Л. А. Саблій [та ін.] ; під ред. д-ра техн. наук, проф. Л. А. Саблій ; Нац. техн. ун-т України "Київ. політехн. ін-т". - Рівне : НУВГП, 2016. - 356 с. : рис., табл. - Бібліогр.: с. 348-356. - 500 экз. - ISBN 978-966-327-332-7.

# УЛЬТРАФІЛЬТРАЦІЯ ЗАЛІЗОВМІСНИХ ВОД НА МЕМБРАНАХ З МАГНІТНО-ЧУТЛИВИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ

Коновалова В.В., Іваненко О.І.

Національний Університет «Кієво-Могилянська Академія», [v.konvalova@ukma.edu.ua](mailto:v.konvalova@ukma.edu.ua)

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», [olenka.vasaynovich@gmail.com](mailto:olenka.vasaynovich@gmail.com)

Мембранні технології в сучасному світі відіграють значну роль як у вирішенні локальних галузевих питань, так і глобальних проблем: забезпечення населення якісними продуктами харчування, питною водою, переробка та використання вторинних сировинних ресурсів. У зв'язку із розширенням використання мембранних технологій виникає потреба в мембранах, що поєднують різноманітні властивості, такі як висока продуктивність і селективність, гідрофільність (гідрофобність), бактерицидність, придатність до стерилізації, термо- та хімічна стійкість. Саме тому інтенсивний розвиток мембранної технології у значній мірі пов'язаний зі створенням нових типів функціональних мембран та модифікуванням серійних промислових мембран.

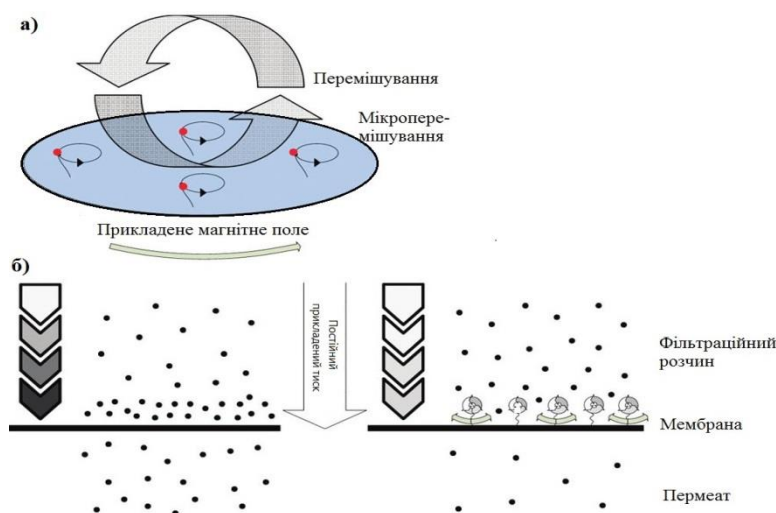


Рисунок 1 - Схематичне зображення концепції іммобілізації магнітних наночастинок на поверхню целюлозної мембрани при накладанні магнітного поля (а), ілюстрація зменшення концентраційної поляризації для модифікованої мембрани (б). [1]

тивності та селективності мембран.

Метою даної роботи було розробити радикально новий підхід до зниження концентраційної поляризації шляхом модифікації мембрани: було розроблено методику прищеплення до поверхні мембрани полімеру-спейсору і приєднання до нього магнітних наночастинок магнетиту ( $Fe_3O_4$ ). Рух наночастинок на полімерному спейсорі в магнітному полі призводить до збільшення інтенсивності перемішування в примембранному шарі і, як наслідок, приведе до зменшення концентраційної поляризації, що підвищить продуктивність мембрани (рисунок 1). Отримані мембрани випробовували для очищення води від йонів заліза.

Ультрафільтрація – загальновідомий баромембранний процес, що широко застосовується для розділення, концентрування, фракціонування та очищення речовин різної природи в багатьох галузях промисловості. Основною проблемою, що виникає при експлуатації ультрафільтраційних мембран, є явище концентраційної поляризації, що полягає в різкому підвищенні концентрації розчиненої речовини в примембранному шарі, внаслідок примусового перенесення розчинника через мембрану, та призводить до різкого падіння продук-

В роботі використовували промислові полісульфонові ультрафільтраційні мембрани. Мембрани попередньо активували за допомогою поліетилендигліцидилетеру [2]. Як спейсор використовували поліетиленімін (ПЕІ) з ММ 25000, що утворює з функціональними групами мембрани азотанові зв'язки. Прищеплення наночастинок магнетиту до поверхні мембрани відбувається за рахунок утворення ковалентного амідного зв'язку між аміно-групою ПЕІ та карбоксильною групою функціоналізованої наночастинок.

Для видалення йонів заліза за допомогою магнітно-активних мембран використовували метод ультрафільтрації – комплексоутворення. Перевагами даного методу є видалення низькомолекулярних компонентів, що погано затримуються на ЗО та НФ мембранах при значно вищих продуктивностях та менших тисках, а також селективне видалення компонентів із їх сумішей. Йони заліза попередньо зв'язували в комплекс з карбоксиметилцелюлозою, після чого концентрували на мембранах до ступеню відбору 70%. Результати ультрафільтрації на магнітно-активних мембранах порівнювали з контрольною немодифікованою мембраною (таблиця 1).

*Таблиця 1 - Результати ультрафільтрації, проведеної на немодифікованій і магнітно-активній мембранах*

		<i>Немодифікована мембрана</i>	<i>Магнітно-активна мембрана</i>
<i>C(КМЦ), %</i>	<i>C<sub>о</sub>(Fe<sup>2+</sup>), мг/дм<sup>3</sup></i>	<i>C<sub>п</sub>(Fe<sup>2+</sup>), мг/дм<sup>3</sup></i>	<i>C<sub>п</sub>(Fe<sup>2+</sup>), мг/дм<sup>3</sup></i>
0,1	20	0,6	0,08
0,2	20	1,1	0,02
0,3	20	0,6	0,03
0,5	20	0,8	0,04

Отримані результати свідчать, що коефіцієнт затримування заліза на магнітно-активних мембранах дорівнює 99,8%, а залишкова концентрація заліза в пермеаті не перевищує 0,08 мг/дм<sup>3</sup> та в 20 разів менше в порівнянні з немодифікованою мембраною. Ультрафільтрація на немодифікованих полісульфонових мембранах супроводжується концентраційною поляризацією, що зменшує селективність мембран і характеризується підвищеним вмістом залишкового заліза в пермеаті.

1. Heath H. Himstedt, Qian Yang, L. Prasad Dasi, Xianghong Qian, S. Ranil Wickramasinghe and Mathias Ulbricht. Magnetically Activated Micromixers for Separation Membranes // Langmuir. – 2011. – № 27 (9). – P. 5574–5581.
2. Stephen Kroll, Lina Meyer, Alain-Michel Grafandall. Heterogeneous surface modification of hollow fiber membranes for use in micro-reactor systems // Journal of Membrane Science. – 2007. – № 299. – P. 181–189.



## АЛГОРИТМІЗАЦІЯ І ПРОГРАМУВАННЯ РОЗРАХУНКІВ ПРОЦЕСУ ВОДОПІДГОТОВКИ

*Концевой А.Л., Толстопалова Н.М.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», e-mail: kontsev@xf.kpi.ua*

Устаткування сучасних ТЕС і АЕС експлуатується при високих теплових навантаженнях, що вимагає жорсткого обмеження товщини відкладень на поверхнях нагрівання. Такі відкладення утворюються з домішок, що надходять у цикли електростанцій, у тому числі і з додатковою водою, тому забезпечення високої якості водяних теплоносіїв є надзвичайно важливим завданням. Використання водяного теплоносія високої якості спрощує також рішення задач одержання чистої пари, мінімізації швидкостей корозії конструктивних матеріалів котлів, турбін і устаткування конденсато - живильного тракту. Таким чином, якість обробки води на ТЕС і АЕС дуже тісно пов'язана з надійністю й економічністю експлуатації сучасного високо інтенсивного котлотурбінного устаткування, з безпекою ядерних енергетичних установок.

За останні роки інженерна праця зазнала певних змін, узявши курс на різке збільшення використання засобів обчислювальної техніки. Використання персональних комп'ютерів для рішення інженерних проблем через розробку алгоритмів та програм їх реалізації відповідає сучасному тренду у технології водопідготовки. Такі програми мають особливе значення при проектуванні (в тому числі навчальному), коли необхідно забезпечити багатоваріантність розрахунків. Однак кількість доступних для користувача програмних продуктів невелика і вони не охоплюють технологію водопідготовки в достатньому обсязі. Важливим є також розробка відповідних програм силами самих студентів. Нами запропоновано алгоритми розрахунків: освітлювача; механічного фільтру; рівноважних концентрацій іонів у вапнованій воді; фільтру змішаної дії; аніонітового фільтру другої ступіні; Н-катионітового фільтру другої ступіні; декарбонізатора; аніонітового фільтру першої ступіні; Н-катионітового фільтру першої ступіні; деаератора; основного і допоміжного обладнання.

Розроблені програми в середовищах Excel та Visual basic for applications складаються з самостійних блоків, в кожному з яких реалізується набір окремих процедур. Кожен блок і вся програма в цілому на вході вимагає впорядкованого масиву інформації, видаючи на виході бажаний впорядкований масив результатів розрахунку. Програма дозволяє проводити послідовний розрахунок всієї технологічної схеми або, за вибором користувача, розрахунок окремої стадії. Вона забезпечує багатоваріантність розрахунків і широту пошуку, що представлено можливістю повторити розрахунок при інших вихідних даних, а також блоками, що містять ряди стандартного обладнання, котрі може обрати сам користувач або програма. Програми дозволяють користувачу скоротити витрати часу на багатоваріантні технологічні розрахунки, а також на огляд довідкової літератури при виборі устаткування.

Запропоновані алгоритми розрахунків рекомендовано студентам використовувати для самостійного програмування, що дозволить їм краще зрозуміти принципи моделювання процесів водопідготовки, тобто поєднати знання технології водопідготовки і програмування. Для полегшення рішення відповідної проблеми студентам надається електронний посібник, в якому наведено відомості про фізико-хімічні основи основних стадій водопідготовки: процесу коагуляції; процесу механічного фільтрування; триступінчатого іонообмінного знесолення. Крім того посібник містить відомості: складу вихідної, проясненої і знесоленої води; реагентів, що застосовуються у відділенні попереднього очищення; промислових зернистих іонітів; реагентів, що застосовуються при знесоленні води. Наводиться технологічна схема підготовки води та її опис.

В останні роки нами пропонується студентам вирішувати розрахункові проблеми водопідготовки засобами математичного пакету MathCAD і програмуванням на алгомові Python.

## ЗАСТОСУВАННЯ МОДИФІКОВАНИХ СОРБЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ У ВОДООЧИЩЕННІ

*Косогіна І.В., Осьмук М.П., Курамшин Р.В.*

*Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ*

*kosogina@xf.kpi.ua*

З відомих методів глибокого очищення стічних вод найбільш перспективним є сорбційний метод, через його простоту та велике різноманіття сорбційних матеріалів.

Глибокого очищення води сорбційними методами можна досягти лише модифікуванням поверхні активованого вугілля (АВ). Як модифікатори можуть бути використані компоненти відходів глиноземних та харчових виробництв. Перспективним є напрям створення матеріалу на основі АВ та оксидів металів з посиленими сорбційними характеристиками за рахунок попередньої окисної дії оксидів металів на забрудники органічного походження з наступною сорбцією продуктів деструкції модифікованим АВ. Модифікування поверхні АВ можна здійснювати компонентами відходів глиноземних виробництв «червоний шлам», який у своєму складі містить до 15%  $Al_2O_3$  та до 45%  $Fe_2O_3$ .

Метою роботи є створення нових сорбційних матеріалів на основі активованого вугілля і відходів глиноземних виробництв та оцінка адсорбційних характеристик отриманих сорбентів шляхом адсорбції органічних забрудників із водних розчинів.

Об'єкт дослідження – синтез сорбційних матеріалів на основі активованого вугілля і відходів глиноземних та встановлення їх основних характеристик.

Для отримання сорбційного матеріалу було взято «червоний шлам» ЧШ, глину, як зв'язуюче, та порошок активоване вугілля у співвідношенні 1:1:0,5. До цієї суміші було додано відповідну кількість дистильованої води до утворення пастоподібної форми. Отриману пасту пропущено крізь сито та оброблено в печі при температурі 350°С впродовж 30 хв.

Перевірено можливість використання отриманого сорбційного матеріалу для очищення стічних вод, забруднених барвником «Прямим пурпуровим», та встановлено раціональні умови сорбційного очищення води.

Для отриманого сорбційного матеріалу на основі експериментальних даних визначено основні сорбційні характеристики. Проведено математичну обробку ізотерм сорбції для сорбційних матеріалів на основі порошкоподібного вугілля та «червоного шламу» за моделями Ленгмюра та Фрейндліха. Розраховано ємність моношару  $\Gamma_{\infty}$ , яка за моделлю Ленгмюра склала 32,68 мг/г, та константу Ленгмюра  $K - 1,63 \text{ дм}^3/\text{г}$ . Проведено математичну обробку результатів за моделлю Фрейндліха та розраховано основні параметри: константа Фрейндліха  $K$  склала 18,89  $\text{дм}^3/\text{г}$ , а константа  $n - 3,22$ .

Виявлено, що отриманий сорбційний матеріал з ЧШ та порошкоподібного активованого вугілля, має високу сорбційну активність в кислому середовищі рН 4. Встановлено, що при дозі сорбенту 1 г/дм<sup>3</sup> ступінь вилучення барвника 50-55 % в слабко лужному середовищі та 96 % в кислому середовищі. Раціональними умовами видалення барвника концентрацією 10..20 мг/дм<sup>3</sup> в кислому середовищі є: доза сорбента 1 г/дм<sup>3</sup>, тривалість сорбції 2 год за таких умов досягається висока ефективність очищення води на рівні 96% і вище.

Отже, аналізуючи отримані дані, підтверджено високу ефективність сорбційного матеріалу при очищенні води від барвників. Використання відходів у складі отриманого сорбційного матеріалу знижує його вартість та певним чином вирішує проблему утилізації відходів глиноземних виробництв «червоного шламу». Важливим недоліком отриманого сорбенту є низька міцність гранул, в результаті чого відділення відпрацьованого сорбенту від стічних вод є складним процесом. Тому в подальшому необхідно отримати гранульований сорбент з високою міцністю гранул.

## АДСОРБЦІЯ БІНАРНИХ СУМІШЕЙ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ІЗ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ

*Кочкодан О.Д., Антрапцева Н.М., Бойко Р.С.*

*Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ,  
e-mail: [okochkodan@hotmail.com](mailto:okochkodan@hotmail.com)*

Серед органічних сполук, які необхідно вилучати із природних і стічних вод, найбільш поширеними є поверхнево-активні речовини (ПАР). На практиці ми маємо справу не з індивідуальними ПАР, а їх сумішами. Значний науковий та практичний інтерес до цих досліджень зумовлений тим, що у змішених системах появляється новий комплекс неадитивних фізичних і колоїдно-хімічних властивостей. Це зв'язано з проявом синергетичних або антагоністичних ефектів. Розуміння адсорбційних процесів, що відбуваються в таких системах, необхідне для створення ефективних технологічних процесів виділення і концентрування ПАР на твердих поверхнях.

Метою роботи було вивчення поведінки сумішей міцелоутворюючих ПАР різної хімічної природи і встановлення взаємозв'язку поверхневих і об'ємних властивостей цих сумішей залежно від хімічної будови та вмісту ПАР.

В якості об'єктів дослідження використали катіонну (КПАР) і неіонну (НПАР) поверхнево-активні речовини: гексадецилпиридиній бромід (ГДПБ) і оксиетильований октилфенол зі ступенем оксиетильовання 9-10 тритон X-100. Розчини сумішей ПАР готували змішуванням розчинів індивідуальних ПАР однакових концентрацій. Мольна доля тритону X-100 в суміші складала 0,3; 0,5 і 0,7. В якості сорбента використали графітовану сажу з ефективною питомою поверхнею 130 м<sup>2</sup>/кг.

Поверхневий натяг розчинів ПАР і їх сумішей визначали методом Вільгельмі. За ізотермами поверхневого натягу розраховані основні колоїдно-хімічні характеристики ПАР: гранична адсорбція, поверхнева активність і критична концентрація міцелоутворення (ККМ). Адсорбцію на графітованій сажі визначали спектрофотометричним методом. Похибка вимірів не перевищила 1%.

В системі водний розчин ПАР – повітря для суміші з мольною долею тритона X-100  $\alpha=0,5$  і  $0,7$  виявлено синергетичний ефект, що проявляється в зниженні поверхневого натягу і ККМ. При мольній долі тритона X-100 в розчині  $\alpha=0,3$  синергетичний ефект не виявлено, а при  $0,5$  виявлено мінімальний синергетичний ефект при низьких концентраціях ПАР.

З використанням підходу Рубена і Розена [1,2] було розраховано склад змішаних міцел і адсорбційних шарів, а також параметри міжмолекулярної взаємодії в змішаних міцелах ( $\delta^m$ ) і адсорбційних шарах ( $\delta^s$ ). Вони показують ступінь відхилення системи від ідеальної поведінки.

Співставлення кількісних характеристик міцелоутворення і адсорбції для досліджених сумішей ПАР показує, що для них виявлені ефекти негативного відхилення від ідеальної поведінки як при формуванні змішаних міцел, так і для змішаних адсорбційних шарів. Негативні величини параметрів взаємодії свідчать про посилене притягування молекул і йонів суміші в змішаних міцелах і адсорбційних шарах.

Проведені розрахунки показали, що міцели ДДПБ/тритон X-100 містять більше тритону X-100 при всіх мольних долях його в розчині, а адсорбційний шар – при  $\alpha = 0,5$  і  $0,7$ . Це зумовлено вищою поверхневою активністю НПАР порівняно з КПАР. Доля тритону X-100 в адсорбційному шарі зростає при збільшенні його мольної долі в розчині.

Встановлено, що в області рівноважних концентрацій, що не перевищують ККМ ПАР, сумарна адсорбція суміші ПАР на графітованій сажі вища за адсорбцію індивідуальних речовин. Склад адсорбційного шару залежить від граничної адсорбції НПАР і КПАР з

індивідуального водного розчину і різниці стандартного зменшення диференційної мольної вільної енергії адсорбції компонентів суміші ( $-\Delta G_1^\circ$ ) і ( $-\Delta G_2^\circ$ ).

Таким чином, в результаті проведених досліджень для розчинів сумішей ДДПБ/третон X-100 виявлено синергетичні ефекти при міцелоутворенні і адсорбції на межі поділу фаз водний розчин – повітря і водний розчин – твердий сорбент. Встановлено, що склад змішаних міцел і адсорбційних шарів, а також параметри міжмолекулярних взаємодій залежать від відносного вмісту компонентів суміші. Негативні значення параметрів взаємодії вказують на помітно виражену асоціативну взаємодію між ПАВ йонної та нейонної природи в змішаних міцелах і адсорбційних шарах.

#### **Література**

1. Milton J. Rosen and Shireen B. Sultana. The interaction of Alkylglycosides with Other Surfactants // J. Colloid. Interface Sci. – 2001. – Vol. 238. – P. 528–534.

2. Milton J. Rosen, Qiong Zhou. Surfactant-surfactant interactions in mixed monolayer and mixed micelle formation // Langmuir. – 2001. – Vol. 17. – P.3532–3537.

### **ТЕОРЕТИЧНИЙ АНАЛІЗ ЗМІН КОЕФІЦІЄНТА ФІЛЬТРАЦІЇ ПОРИСТОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИ РІЗНИХ ТИПАХ УТВОРЕННЯ ОСАДУ**

*Кремез В.С.*

*Інститут гідромеханіки НАН України, Київ*

e-mail: [kremezvitase@gmail.com](mailto:kremezvitase@gmail.com)

Теоретичні і прикладні дослідження фільтрації неоднорідних рідин в пористих середовищах з змінними властивостями останнім часом отримали значний розвиток у зв'язку з рішенням задач очищення води від дрібнодисперсних мінеральних і колоїдних частинок і розчинених забруднень. Зміни властивостей пористих середовищ відбуваються внаслідок різноманітних фізико-хімічних, біохімічних процесів масообміну (фазових перетворень), що відбуваються на поверхні частинок середовища (поверхневий тип утворення осаду) або безпосередньо в порових каналах (об'ємний тип утворення осаду).

При накопиченні осаду (процес кольтатації) відбувається зменшення пористості і коефіцієнта фільтрації, а при втратах (процес суфозії) – збільшення цих важливих фільтраційних параметрів пористого середовища. Крім того, при фільтрації багатофазних і багатокомпонентних рідин осад може утворюватися в змішаній (комплексній) формі, тобто як у плівковій, так і об'ємній формах. Тип процесу осадоутворення, а відповідно і форма осаду, визначаються на підставі лабораторних досліджень і залежать від питомої площі поверхні фільтруючого матеріалу, адгезійних і сорбційних властивостей частинок середовища, типу забруднень, хімічного складу, рН, температури та інших характеристик пористого середовища і порових вод. Таким чином, встановлення характеру залежності коефіцієнта фільтрації від концентрації осаду для розглянутих типів процесу має важливе значення для розрахунків очисних фільтрувальних споруд, а також, при прогнозуванні змін екологічної ситуації при міграції забруднень і фільтрації підземних вод в умовах суфозійних ґрунтів.

Внаслідок аналізу гідродинамічного потоку на основі метода аналогії між ламінарним потоком води у циліндричній трубці і течією у пористому середовищі, що підпорядковується лінійному закону опору для розглянутих вище типів утворення осаду отримані наступні формули для обчислення коефіцієнта фільтрації пористого середовища.

1. В разі плівкового типу утворення осаду

$$k(\sigma_1^*) = k_0(1 - \sigma_1^*) \quad \sigma_1^* = \sigma_1 / \sigma_{max}, \quad (1)$$

де  $\sigma_1$  - концентрація осаду у плівковій формі;  $\sigma_{max}$  - максимальна концентрація осаду у усіх формах;  $\sigma_1^*$  - відносна концентрація осаду у плівковій формі;  $k_0$  - коефіцієнт фільтрації пористого середовища при відсутності осаду,  $k(\sigma_1^*)$  - коефіцієнт фільтрації середовища при наявності осаду в плівковій формі.

При  $\sigma_1^* = 0$  з (1) отримаємо  $k(\sigma_1^*) = k_0$ , а при  $\sigma_1^* = 1$ , а маємо  $k(\sigma_1^*) = 0$ .

2. В разі об'ємної форми утворення осаду

$$k(\sigma_2^*) = k_0 \left( 1 + \sigma_2^* + \frac{1 - \sigma_2^*}{\ln(\sqrt{\sigma_2^*})} \right) \quad \sigma_2^* = \sigma_2 / \sigma_{max} \quad (2)$$

де  $\sigma_2$  - концентрація осаду у об'ємній формі;  $\sigma_2^*$  - відносна концентрація осаду у об'ємній формі;  $k(\sigma_2^*)$  - коефіцієнт фільтрації середовища при наявності осаду у об'ємній формі.

Таким саме чином, як і в попередньому випадку аналіз формули (2) для граничних значень концентрації показує наступне:

В разі незакольтатованого фільтру маємо  $\sigma_2^* \rightarrow 0$ , то з формули (2) отримаємо  $\ln(\sqrt{\sigma_2^*}) \rightarrow \infty$ ,  $k(\sigma_2^*) \rightarrow k_0$ . Якщо фільтр повністю закольтатован, то  $\sigma_2^* \rightarrow 1$ .

В такому випадку у формулі (2) існує невизначеність типу 0/0, що може бути розкрито за допомогою відомого правила Лопіталя, внаслідок чого отримаємо  $k(\sigma_2^*) \rightarrow 0$ .

3. В разі коїбінованого типу утворення осаду

$$k(\sigma_1^*, \sigma_2^*) = k_0 \left( 1 - \sigma_1^* + \sigma_2^* + \frac{1 - \sigma_1^* - \sigma_2^*}{\ln(\sqrt{\sigma_2^* / (1 - \sigma_1^*)})} \right) \quad \sigma^* = \sigma_1^* + \sigma_2^* \quad (3)$$

Де  $\sigma^*$  - загальна відносна концентрація осаду в пористому середовищі;

$k(\sigma_1^*, \sigma_2^*)$  - коефіцієнт фільтрації пористого середовища, що залежить від концентрації осаду у плівковій і об'ємній формах.

Далі у роботі наведені результати співставлення залежності коефіцієнта фільтрації пористого середовища від концентрації осаду при різних типах утворення осаду по формулах (1)-(3) з формулами інших авторів, що отримані за результатами обробки експериментальних даних.

До найбільш поширених формул згаданого типу відносяться ступенева і експоненціальна залежності

$$k(\sigma^*) = k_0 \left( 1 - (\sigma^*)^{n_1} \right)^{n_2} \quad k(\sigma^*) = k_0 \exp(-\alpha \sigma^*), \quad (4)$$

де  $n_1, n_2, \alpha$  - експериментальні параметри.

Формули (1)-(4) використовуються при замиканні (параметризації) математичних моделей очищення забруднених вод при різних типах утворення осаду для розрахунків параметрів фільтрів, а також при прогнозуванні міграції забруднень в ґрунтових водах.

Основу математичних моделей складають фундаментальні рівняння фільтрації ґрунтових вод, конвективно-дифузійного масопереносу розчинених хімічних забруднень з урахуванням різноманітних фізико-хімічних і біохімічних фазових

перетворень. Особливу важливість результати моделювання таких задач мають при обґрунтуванні систем інженерного захисту (СІЗ) ґрунтів і ґрунтових вод від шкідливої дії підземних вод в умовах суфозійних ґрунтів. На підставі багатоваріантного моделювання визначаються оптимальні місця розташування і параметри дренажів, водознижувальних свердловин, протифільтраційних завіс і інших захисних інженерних споруд. Розв'язання рівнянь математичної моделі з відповідними початковими і граничними умовами отримано чисельним методом кінцевих різниць (МКР) за допомогою розробленої програми для ПК, проведено розрахунки багаточисельних методичних і реальних інженерних задач.

## **ТЕХНОЛОГІЇ ПІДГОТОВКИ ТА АНАЛІЗУ ПИТНОЇ ВОДИ В УМОВАХ БОЙОВИХ ДІЙ ТА НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ.**

*Кузьмінчук А.В., Лапінський А.В.*

*науковий керівник: Лапінський А.В.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»*

*Україна, 03056, м. Київ пр-т Перемоги, 37, ХТФ, тел: +380505810548*

*Kuzminchuk.a@gmail.com*

Одним із основних питань матеріально-технічного забезпечення особового складу підрозділів військових формувань у польових умовах є доставка питної води. У липні 2016 року згідно проекту постанови Уряду “Про внесення змін до норм харчування військовослужбовців Збройних Сил та інших військових формувань” було передбачено обов’язкове забезпечення питною бутильованою водою військовослужбовців, осіб рядового та начальницького складу, органів і підрозділів цивільного захисту у польових умовах (в таборах, на навчаннях, маневрах), на кораблях у морі та під час виконання завдань в районі проведення антитерористичної операції із розрахунку 1,5 л, а в літній період з 1 червня по 1 вересня – 3 л на людину. До затвердження даної постанови питання відповідності питної води ДСТУ 7525:2014 “Вимоги та методи контролювання якості питної води” не розглядалося взагалі і водопостачання мало здійснюватися з системи централізованого водопостачання або з найближчих наявних водойм з використанням табельних засобів очищення води.

До табельних засобів належать тканинно-вугільні фільтри – ТУФ–200, військова фільтрувальна станція ВФС–25, модернізована автофільтрувальна станція МАФС–3, пересувна опріснювальна установка ПОУ–4 дивізії, опріснювальна польова станція ОПС–2. Більшість табельних засобів при використанні виявляють ряд недоліків.

1. Вони є морально застарілими.
2. На практиці ними неможливо забезпечити належну якість питної води у відповідності до чинних стандартів України та її потенційних військових союзників.
3. При експлуатації вказані табельні засоби демонструють високий рівень споживання енергії, що обмежує їх автономність.
4. Їх обслуговування неможливо без участі кваліфікованого обслуговуючого персоналу.
5. Виробником є Російська Федерація.

Разом з тим, в світі проблема забезпечення військових та цивільного населення питною водою питною водою ефективно вирішується з використанням новітніх технологій. Існують два основних типи установок водоочислення у польових умовах: індивідуальні засоби та мобільні чи швидкозбірні установки більшої продуктивності розраховані на великі групи людей.

До індивідуальних засобів належать переважно фільтрувальні елементи, що здійснюють очистку води через напівпроникні мембрани. Продуктивність їх складає від 1 до 10 літрів на добу.

Щодо установок більшої продуктивності, то вони зазвичай включають ті самі стадії водоочищення, що і стаціонарні установки (механічне фільтрування, адсорбцію, іонний обмін та мембранні технології). Основна відмінність польових станцій в тому, що вони адаптовані до складних умов: мають високопродуктивні насоси для роботи в будь-яких умовах, запас енергетичної автономності та продуктивності з орієнтацією на максимальну забрудненість води, достатній запас фільтрувальних елементів та спрощену процедуру промивки та обслуговування.

На сьогодні в Україні кількість готових власних установок, які готують питну воду в польових умовах, а також їх виробників не так вже й багато, власне, до них належать:

- експериментальна пересувна установка "Оазис" (розроблена та серійно виробляється НВО "Екософт"), яка включає стадії прехлорування, механічного фільтрування, адсорбції та постхлорування. Завдяки стадіям обробки дана технологія передбачає видалення токсичних органічних речовин та мікроорганізмів. Продуктивність даної установки 20 м<sup>3</sup>/добу.

- переносна установка ранцевого типу для очищення води "Сова" розроблена Нижником Ю.В. Продуктивність від 500 літрів очищеної води на одному комплекті картриджів. Не потребує джерел електричного живлення або інших джерел енергії і повністю автономна. Використана унікальна технологія тріступеневого очищення води: знезараження та видалення суспендованих домішок; видалення розчинних органічних домішок; тонка доочистка.

Незважаючи на існуючі в Україні технології, питання проектування вітчизняної установки водоочищення, яка могла б перекривати потреби у питній воді у підрозділах збройних сил, міністерства внутрішніх справ, національної гвардії та міністерства надзвичайних ситуацій є актуальним, оскільки закордонні пропозиції є або невиправдано дорогавартісними, або не можуть бути поставлені в Україну на регулярній основі з ряду причин, в тому числі і політичного характеру.

Нами пропонується розробка комплексу рішень водоочищення для різних умов навколишнього середовища (пори року, якості води в вихідних джерелах водозабору, типу забруднень, що потрапляють в воду), продуктивності (з метою забезпечення малих та великих підрозділів, а також створення точок водопостачання в великих та малих населених пунктах, а також навичок обслуговуючого персоналу).

Актуальність розробки установок водопостачання також в тому, що середня роздрібна ціна бутильованої води на сьогодні складає не менше чотирьох гривень за 1 літр питної води, а влітку може сягати 8 гривень за літр, що згідно проаналізованої пропозиції на ринку та проведених раніше техніко-економічних розрахунків дорожче, аніж можна отримати при використанні наявних на сьогодні методів підготовки води. Окрім того, недолік бутильованої води в тому, що її не завжди можливо доставити вчасно в бойових умовах до місця базування підрозділів. Окрім того, оборотна тара, а також полімерні пляшки складно утилізуються та забруднюють навколишнє середовище.

Нами був розроблений проект мобільної установки водоочищення, що включає в себе систему змінних картриджних фільтрів, які забезпечували механічне фільтрування, адсорбцію, іонний обмін та фільтрування через мембрану низького тиску. Продуктивність сягає установки 20 м<sup>3</sup> на добу, що дає можливість забезпечити питною водою кілька підрозділів загальною чисельністю до двох тисяч чоловік. В технології передбачено використання силових елементів малий запас потужності установки, та малий робочий тиск. Такий підхід, хоча і збільшує час на підготовку води, робить технологію водоочищення суттєво менш енергонезалежною. Очищену воду передбачається зберігати у накопичувачах сифонного типу ("мяка" наливна

конструкція), в цьому разі робочий тиск взагалі не має вирішального значення, а наявність ємностей для зберігання дає можливість ефективно і гнучко вирішувати нестандартні логістичні проблеми щодо доставки готової води не лише безпосередньо за місцем її очищення, а і у віддаленні місця споживання.

Наш особистий практичний досвід дає підставу сформулювати наступний перелік основних вимог щодо технології підготовки питної води у польових умовах.

1. Відповідність якості очищеної води ДСТУ 7525:2014 “Вимоги та методи контролювання якості питної води”.
2. Мобільність та швидке розгортання установки.
3. Відсутність технологічних обмежень відносно якості вихідної води (окрім випадків використання хімічної, бактеріологічної або ядерної зброї, а також епідемій та епізоотій).
4. Простота обслуговування, відсутність складних технологічних операцій та аналітичних процедур, які потребували б висококваліфікованого персоналу зі спеціальною освітою.
5. Максимальна автоматизація усіх процесів.
6. Виконання вимог екологічної безпеки.
7. Відсутність високотоксичних речовин у технологічних процесах обробки води та обладнання.
8. Високий рівень уніфікації всіх технічних вузлів, деталей та місць з’єднань, витратних елементів.
9. Можливість швидкої заміни витратних елементів одним працівником.
10. Максимально дешева технологія та низька собівартість очищення води.



## ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ ЄМНОСТІ ПРИРОДНИХ ВОДОЙМ В УМОВАХ НАДМІРНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

*Кулинич Я.І.*

*Науковий керівник- к. т. н., доцент Маджд С.М.*

*Національний авіаційний університет, Україна, Київ, yanakulynych45@gmail.com*

В останні десятиріччя населення землі зіткнулося з кризою зростаючої потребами у водних ресурсах відповідної якості для світової спільноти і обмеженими можливостями гідросфери по їх задоволенню. Запаси чистих природних вод продовжують інтенсивно виснажуватися як в кількісному, так і в якісному відношенні. Як відомо, за запасами місцевих водних ресурсів у розрахунку на одного жителя, Україна відноситься до країн малозабезпечених водними ресурсами. Середнє значення водних ресурсів на душу населення для країн Європи становлять 5,2 тис. м<sup>3</sup> у рік, для України ця цифра у 5 разів менша (1 тис. м<sup>3</sup> у рік на одного жителя). На сьогоднішній день єдиною прийнятним варіантом прогресивного руху людства – це рух «в рамках сталого розвитку», розвитку, який не руйнує природний біотичний механізм саморегуляції навколишнього середовища. Для попередження екологічної кризи урядам багатьох країн необхідно ратифікувати рішення міжнародних угод, щодо забезпечення безпечних умов життя, здорового існування нинішніх та майбутніх поколінь.

Надмірний антропогенний вплив на водні екосистеми викликає порушення їх стабільного функціонування. Для здійснення оцінки цього впливу та впровадження, в подальшому, необхідних природоохоронних та відновних заходів необхідно чітко окреслити об'єм та межі можливого тиску техногенних факторів, які може витримати конкретний водний об'єкт. Саме тому екологи звертаються до такого поняття як екологічна ємність екосистем. В даній публікації буде розглядатись екологічна ємність безпосередньо водних екосистем.

Одночасне стрімке зростання антропогенного впливу на стан водних екосистем призвело до застосування поняття екологічної ємності гідроекосистем, яка виникла з концепції максимального навантаження на навколишнє природне середовище. При визначенні та оцінці показників, що відображають екологічну стійкість гідроекосистем, виникла проблема відсутності достатньої кількості методів. Попередні дослідження зосереджені, головним чином, на якості води для водопостачання, оцінка екологічних показників часто ігнорується. Вимоги, які ставляться до питної води, в існуючих державних стандартах, при уважному вивченні виявляються такими, які суперечать критеріям фізіологічної цінності, тобто з встановлених гранично-допустимих концентрацій (ГДК), які не враховують мінімальні концентрації компонентів складу води впливає, що найвищу якість має дистильована вода, яка повністю позбавлена розчинених речовин.

Існуюча система санітарно-гігієнічного нормування з використанням ГДК уже тривалий час піддається в цілому аргументованій критиці. Також викликає здивування, що оцінку ризику впливу об'єкта чи планової діяльності на водне середовище пропонується проводити на основі визначення індексу забруднення вод, який розраховується як сума кратності перевищення ГДК, що не має нічого спільного ні з ризиком порушення стійкості водних екосистем, ні з ризиком для здоров'я населення. Більше того, гігієнічним нормативам притаманний антропоцентричний підхід до оцінки стану навколишнього природного середовища, незважаючи на те що людина вважається одним із найстійкіших, до впливу зовнішніх факторів, біологічних видів. Тобто існуючі на даний момент в Україні гігієнічні регламенти не можуть бути критерієм для оцінки якості природних компонентів водного середовища і екосистеми в цілому.

На сьогодні більш об'єктивним є застосування екосистемного підходу. В основі якого лежить стратегія комплексного управління водними ресурсами, що сприяє збереженню та сталому використанню їх на рівноправному рівні. В екосистемному підході знаходить вираження концепція саморегуляції (гомеостазу), з якої стає ясно, що порушення регуляторних механізмів середовища, призводить до дисбалансу. Екологічна ємність є одним з параметрів, що характеризує збалансоване функціонування гідроекосистеми. Вона є інтегральним показником інтенсивності компенсаційних механізмів біотичної саморегуляції водного середовища. В нашому випадку баланс екологічної ємності гідроекосистеми виступає частиною інтегрального показника реагування гідросфери на екзогенні фактори антропогенного походження. Внаслідок порушення балансу екологічної ємності починаються процеси формування техноємності в гідроекосистемах, які трансформуються в техногенно-змінені водні екосистеми. Такі трансформовані водні екосистеми вже не мають необхідної внутрішньої стійкості, в них порушується механізм саморегуляції. За таких умов вони потребують постійного втручання людини, для забезпечення стабільності свого функціонування в нових умовах.

Питанням екологічної ємності саме в руслі екологічного підходу досить активно займалися в 90-х роках ХХ ст. такі українські вчені: Заїка В.Є. (1981), Филенко О.Ф. (1991), Лаврик В.І. (1991), Корабльова А.І. (1993), Протасов О.О. (1994), на сучасному етапі дослідження це поняття зустрічається переважно в працях закордонних авторів Zuo Q.T. (2005), Feng L.H. (2008), Chen Zeng (2011), Liu Wei-Hong (2015). Підвищення інтересу до екологічної ємності екосистем пов'язане із посиленням антропогенного впливу і необхідністю чіткої оцінки межі можливого впливу техногенних факторів на природні екосистеми.

Екологічною ємністю екосистеми називають максимальну кількість енергії і речовини, яка за певний проміжок часу може бути залучена екосистемою в кругообіг, без суттєвого порушення її структури і функціонування. В основу визначення ємності екосистеми покладено речовинно-енергетичний підхід, який більш адекватно відображає уявлення про функціонування екосистеми як про процес трансформації енергії і речовини, що надходять із зовнішнього середовища та повертаються до нього.

У процесі трансформації енергії й речовини, вони перетворюються в такі форми, які необхідні для підтримки стійкості функціонування структур і зв'язків що склалися в екосистемі. Ті види енергії і речовини, які не можуть трансформуватися в прийнятну для екосистеми форму, не будуть залучені в кругообіг. В результаті, накопичуючись на певній ділянці складного шляху, по якому відбувається їх кругообіг, вони можуть вивести екосистему зі стану динамічної рівноваги. Екологічна ємність визначає можливість екосистеми перетворювати енергію і речовину, які в неї надходять в форми придатні для кругообігу. Порушення балансу енергії і речовини в різних екосистемах або в їх окремих компонентах призводить до втрати стійкості екосистем і біосфери в цілому. Таким чином, екологічна ємність в певному значенні характеризує потужність екосистеми, що здійснює трансформацію, міграцію і накопичення речовин задіяних в кругообігу.

Проблема стійкості, стабільності, гомеостазу екосистеми є центральною в сучасній екології, яка, на відміну від «старої екології» орієнтується на виявлення прихованих взаємозв'язків на основі встановлення загальних законів. Стійкість екосистем пов'язана зі здатністю витримувати зміни, викликані екзогенним впливом і повертатися в початковий стан, зберігаючи свою структуру і функціональні особливості. Розрізняють пружну стійкість – міру швидкості повернення системи в початковий стан, та стійкість опору – властивість системи уникати змін. Протиріччя виникли тоді, коли виявилось, що вплив одних чинників призводить до незначних змін в структурі та функціонуванні екосистеми (велика екологічна ємність екосистеми), інші ж можуть спричинити значні порушення у

взаємозв'язках, які вже склалися в екосистемі, і вивести її зі стану рівноваги (ємність екосистеми вельми обмежена).

Існує хибна думка, що якщо виникає слабе порушення, незначне забруднення, то це не має викликати негативного впливу на екосистему, проте, це не так. Даний ефект виникає за рахунок здатності екологічної ємності поглинути і нейтралізувати негативний вплив.

Поряд з поняттям екологічна ємність, яке має велике теоретичне значення для розробки науково обґрунтованих критеріїв оцінки екологічної ситуації гідроекосистем, в практиці гідроекологічних досліджень широко використовують інше дуже важливе поняття – самоочисна спроможність природних вод. Під самоочисною спроможністю мається на увазі «сукупність природних гідрологічних, хімічних і біологічних процесів, що протікають в забруднених водних об'єктах і направлених на відновлення початкових властивостей і складу води». Поняття самоочищення тісно пов'язане з такими важливими поняттями, як стійкість і екологічна ємність екосистеми, і тому вона є однією з найважливіших екологічних характеристик.

Самоочисна здатність водної екосистеми в деякій мірі характеризується її екологічною ємністю, яка визначається, як було зазначено раніше, максимальною кількістю енергії і речовини, яка може бути залучена в кругообіг екосистемою без суттєвих порушень (змін) її структури і функціональних особливостей. Разом з тим, ці поняття мають істотну відмінність. Якщо за допомогою екологічної ємності можна виразити потенційну можливість екосистеми до адаптації і стійкості в нових умовах, то самоочисна здатність є наслідком цієї можливості і характеризує результати функціонування екосистеми в конкретних умовах. Отже, самоочисна здатність є одним із основних кількісних показників екологічної ємності.

Екологічна ємність гідроекосистем визначає його стійкість до впливу природних і антропогенних чинників, та рівень природно-техногенної безпеки водних об'єктів.

## **КОМПЛЕКСНЕ ЗНЕШКОДЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

*Куриленко В.С.*

*Науковий курівник: Толстопалова Н.М.*

*НТУУ «КПІ ім. Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [viktork1998@gmail.com](mailto:viktork1998@gmail.com)*

Сьогодні гостро стоїть питання утилізації алюмовмісних стоків освітлювачів і не має оптимального технологічного рішення і підприємства скидають стоки у водойми, що викликає як екологічні, так і економічні проблеми.

Значний інтерес представляє дослідження можливості розробки і реалізації процесів очищення стічних вод (СВ) з використанням рідких відходів різних виробництв, при змішуванні яких, в залежності від складу поліютантів, можуть перебігати реакції нейтралізації, окиснення, відновлення, комплексоутворення, проходити процеси коагуляції, флокуляції, хемосорбції з виділенням продуктів взаємодії домішок, найчастіше у вигляді твердої дисперсної фази. Встановлення закономірностей, які протікають при цьому і розробка технічних рішень, які дозволять використовувати фізико-хімічні особливості стоків одних промислових виробництв, для очищення СВ від інших технологічних процесів, є актуальним завданням.

Як рішення, пропонується, як варіант, змішування комунальних стоків перед відстійниками. Цей спосіб є менш витратним і дозволяє зменшити еколого-економічні проблеми підприємств. Завдяки поліпшенню процесу очищення стане можливим значне

зниження рівня концентрації фосфатів і інших евтрофікуючих речовин, які потрапляють з комунальними стоками, які змішуються з алюмовмісними стічними водами.

Перевагою даного методу є вирішення екологічних і економічних проблем підприємств, а саме можливість істотно скоротити витрати і знизити рівень техногенного навантаження на водозборах і поліпшити екологічну обстановку.

Для виконання поставленої мети потрібно рішення наступних завдань.

1. Визначення закономірностей процесу спільного знешкодження СВ, що містять іони важких металів (ІВМ), і лужних стічних вод різних хімічних виробництв.

2. Дослідження впливу різних чинників на ефективність процесу, і визначення технологічних параметрів спільного знешкодження СВ, що містять ІВМ, і стоків хімічних виробництв.

3. Визначення складу утвореного шламу, можливості його утилізації або захоронення.

4. Оцінка еколого-економічної ефективності розробленого процесу спільного знешкодження стоків з урахуванням спів розташування підприємств різного профілю

## **ДОСЛІДЖЕННЯ АКТИВНОСТІ КОМПОЗИТІВ «АКТИВОВАНЕ ВУГІЛЛЯ- TiO<sub>2</sub>» В ПРОЦЕСАХ ВИЛУЧЕННЯ СПИРТІВ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ**

*Кух А. А., Іваненко І. М.*

*Науковий керівник: к.х.н., доц. Іваненко І. М.*

*Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ*

*angela.kukh@gmail.com*

Гетерогенний фотокаталіз з використанням оксиду титану (IV) є предметом численних досліджень. TiO<sub>2</sub> вважається найбільш широко застосовуваним фотокаталізатором для видалення забрудників як в газовій, так і у рідкій фазі. Завдяки здатності ефективно окиснювати широкий спектр забрудників, економічності, стабільним фізичним та хімічним властивостям, можливості керувати кристалічною структурою та технічними характеристиками, TiO<sub>2</sub> знаходить застосування в численних екологічних та енергетичних процесах [1].

Спирти, такі як метанол, етанол, 2-пропанол, 1-бутанол, 2-бутанол, 3-пентанол тощо, широко використовуються в якості розчинників, входять до складу фарб, клеїв та засобів побутової хімії. Ці сполуки є основною масою забрудників, що знаходяться в повітрі непромислових (в тому числі житлових) приміщень. Разом з побутовими стічними водами вони потрапляють до водойм, наносячи шкоду водній екосистемі та генеруючи значну кількість непередбачуваних продуктів напіврозпаду. Саме тому деструкція спиртів та встановлення механізму цього процесу є важливою науковою та практичною проблемою сьогодення [2-4].

Однакова увага сьогодні приділяється розробці методів ефективної та контрольованої фотокаталітичної деструкції спиртів як в газовій, так і в рідкій фазі. При цьому використання TiO<sub>2</sub> за обох підходів виявляється ефективним. Існують численні підходи до технічної реалізації процесу, зокрема з використанням іммобілізованих плівок TiO<sub>2</sub> або суспендуванням часточок фотокаталізатора в об'ємі розчину. Водночас, значна увага приділяється також механізму перебігу процесу, проміжним та кінцевим продуктам у зв'язку з перспективністю використання даного процесу для одержання цінних продуктів (генерування водню, селективне окиснення та дегідрогенізація спиртів) [3].

Метою представленої роботи був синтез експериментальних зразків композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>» та дослідження їх активності в процесах вилучення спиртів з водних розчинів.

В дослідженні були використані зразки композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>», зазначені в таблиці 1. Синтез зразків проводили наступним чином: доводили значення рН вихідного розчину Ti<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (15 % мас.) у сульфатній кислоті до 1,2 слабким розчином аміаку з рН 8 при постійному перемішуванні, додавали наважку активованого вугілля та нагрівали до 50 °С при постійному перемішуванні. Суспензію витримували за цієї температури протягом 30 хвилин; після чого залишали на старіння; відфільтровували, відмивали від йонів SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> та висушували за температури 70 °С протягом 1 години.

Таблиця 1 – Зразки композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>», що використані в дослідженні

Зразок	Особливості синтезу
AB-TiO <sub>2</sub> (1)	Низькотемпературний гідроліз
AB-TiO <sub>2</sub> (2)	Ti:F = 2:1
AB-TiO <sub>2</sub> (3)	Ti:F = 7:1
AB-TiO <sub>2</sub> (4)	Ti:F = 15:1
AB-TiO <sub>2</sub> (5)	Осадження NH <sub>4</sub> OH

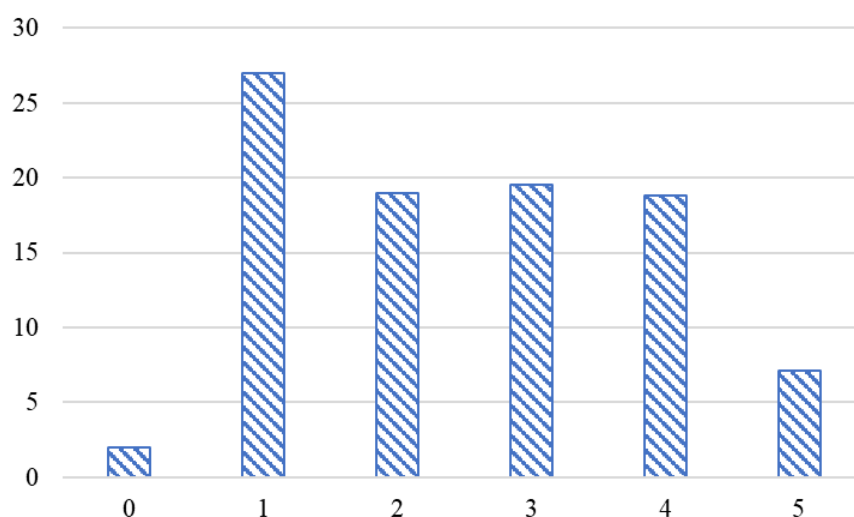


Рисунок 1 – Дослідження активності композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>» в процесі вилучення 2-пропанолу з водного розчину

Дослідження активності композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>» проводилось з використанням 20%-вого водного розчину 2-пропанолу. Результати дослідження представлені на рисунку 1.

З рисунка видно, що усі зразки композитів «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>» проявляють значно вищу активність в порівнянні з промисловим зразком фотокатализатора. Найвищий ступінь вилучення 2-пропанолу з 20%-вого водного розчину було досягнуто з використанням зразка композиту AB-TiO<sub>2</sub>(1), отриманого шляхом низькотемпературного гідролізу. Зразки, модифіковані йонами фтору, проявляють приблизно однакову активність в досліджуваному процесі.

Таким чином отримані результати свідчать, що композити «активоване вугілля-TiO<sub>2</sub>» є перспективним матеріалом для вилучення спиртів з водних розчинів в процесах водоочищення та екологічного фотокаталізу.

### Перелік посилань:

1. Y. N. Tan, A. R. Mohamed, An Overview on the Photocatalytic Activity of Nano-Doped-TiO<sub>2</sub> in the Degradation of Organic Pollutants. *Materials Science*. **2011**: p. 18.
2. A. Aghighi, F.H., L. Zhong, L. Chang-Seo, Evaluation of ultraviolet-photocatalytic oxidation of light alcohols at sub-parts per million concentrations. *Science and Technology for the Built Environment*. **2015**(21): p. 160-171.
3. J. J. Murcia, M.C.H., J. A. Navio, V. Vaviano, P. Ciambelli, D. Sannio, Photocatalytic Ethanol Oxidative Dehydrogenation over Pt/TiO<sub>2</sub> : Effect of the Addition of Blue Phosphors. *International Journal of Photoenergy*. **2012**: p. 9.
4. J. A. Navio, G.C., Heterogeneous photocatalytic oxidation of liquid isopropanol by TiO<sub>2</sub>, ZrO<sub>2</sub> and ZrTiO<sub>4</sub> powders. *New Developments in Selective oxidation*, 1994. **2**: p. 721-728.

## ВИКОРИСТАННЯ АНІОНІТІВ У МАЛОВІДХОДНИХ ТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИСТКИ ВОДИ ВІД ФОСФАТІВ

*Мартинюк Я.П., Гомеля М.Д.*

*Науковий керівник – Гомеля М.Д.*

*Національний технічний університет України «Київський Політехнічний Інститут імені Ігоря Сікорського», 03056, Україна, Київ, пр. Перемоги, 37, e-mail:*

*[yanamart93@ukr.net](mailto:yanamart93@ukr.net)*

Фосфор відноситься до біогенних елементів і є необхідним для росту організмів. Він є поживним ресурсом, що визначає продуктивність автотрофних чи інших екологічних систем та первинну продуктивність водойм. Не дивлячись на те, що сполуки фосфору відіграють визначну роль в процесах фотосинтезу та життєдіяльності живих організмів, їх надлишок у водному середовищі за відповідних температур призводить до евтрофікації. Евтрофікація є складним процесом у прісних і морських водах, де бурхливий розвиток певних типів мікроорганізмів порушує рівновагу водних екосистем. Первинна причина евтрофікації - надмірна концентрація нутрієнтів у воді, серед яких фосфати займають важливе місце.

Метою дослідження було визначення ефективності аніонітів при вилученні фосфатів із води та створення безвідходних процесів їх регенерації з вилученням фосфатів у вигляді мінерального добрива при багаторазовому використанні регенераційних розчинів.

Результати по сорбції фосфат-аніонів приведені на рис. 1. Як видно з рис. 1 високоосновний аніоніт АВ-17-8 досить ефективно сорбує фосфат аніони при використанні як в сольовій, так і в основній формі. При цьому відмічено певне зростання повної обмінної динамічної ємності аніоніту по фосфатах при використанні в основній формі, в порівнянні з Cl<sup>-</sup> формою. Особливо значним при цьому є зростання обмінної динамічної ємності аніоніту по фосфатах до проскоку – із 290 мг-екв/дм<sup>3</sup> для аніоніту в Cl<sup>-</sup> формі до 995 мг-екв/дм<sup>3</sup> для іоніту в OH<sup>-</sup> формі. Пов'язано це з підлужненням середовища при застосуванні іоніту в OH<sup>-</sup> формі. Це призводить до підвищення рН середовища до 9,38 – 10,63 (рис. 1, крива 5), що в свою чергу забезпечує більш повну дисоціацію фосфатів у воді. Крім того, при десорбції хлоридів з аніоніту в Cl<sup>-</sup> формі концентрація хлоридів сягає 70 – 100 мг/дм<sup>3</sup>, тому вони можуть створювати певну конкуренцію фосфат іонам. Селективність аніоніту АВ-17-8 по гідроксид іонам менше як по хлоридах, що також сприяє підвищенні ємності аніоніту в OH<sup>-</sup> формі по фосфатах.

Менш ефективним було використання низькоосновного аніоніту Dowex Marathon WBA при очищенні води від фосфатів. Як видно з Рис.2, уже з перших проб відібраного розчину відмічено проскок фосфатів. Повна обмінна динамічна ємність аніоніту сягала всього 641,5 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Пов'язано це насамперед із зближенням сорбційних властивостей іоніту в слаболужному середовищі та із зниженням дисоціації фосфатів в нейтральному та слабокислому середовищі. При використанні даного іоніту в основній формі його ємність по фосфатах була ще нижчою. Тому подальші дослідження проводили при використанні високоосновного аніоніту АВ-17-8. Дані приведені на Рис.1 відносяться до розчину фосфатів у дистильованій воді, де відсутні концентруючі іони. В природних та стічних водах, як правило, завжди присутні хлориди та сульфати. Тому було визначено ефективність сорбції фосфатів на високоосновному аніоніті АВ-17-8 в Cl<sup>-</sup> та OH<sup>-</sup> формі.

Як видно з Рис.3 десорбція фосфатів з аніону АВ-17-8 відбувається досить ефективно при використанні розчинів хлориду натрію та хлориду амонію концентрацією 10 та 15%.

Особливо ефективно десорбуються фосфати при використанні 10%-ого розчину NH<sub>4</sub>Cl. Уже при питомій витраті регенераційного розчину (q<sub>n</sub>) 3 см<sup>3</sup> на 1 см<sup>3</sup> іоніту ступінь десорбції сягає 93,7 %, а при q<sub>n</sub>=7 см<sup>3</sup>/см<sup>3</sup> фосфати десорбуються повністю.

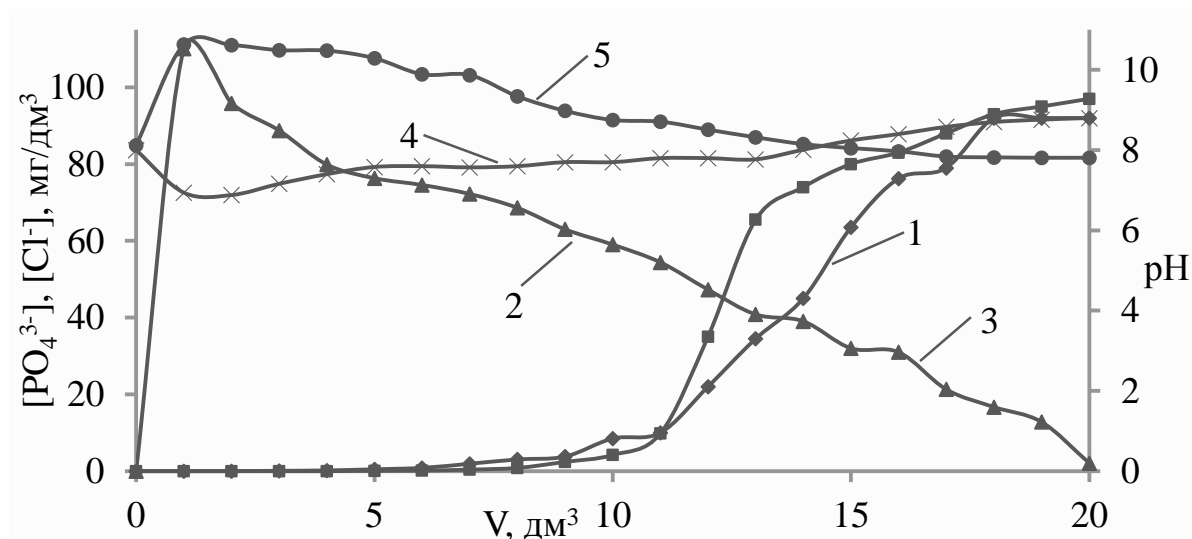


Рис.1 – Залежність вихідної концентрації фосфатів (1;2), хлоридів (3), рН-середовища (4,5) від об'єму пропущеного розчину фосфату натрію ( $C_{PO_4}=92$  мг/дм<sup>3</sup> (1,3,4), 97 мг/дм<sup>3</sup> (2,5),  $L=1,5$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $pH=8,00$ ) через аніоніт АВ-17-8 ( $V_i=20$  см<sup>3</sup>) в Cl<sup>-</sup> (1,3,4) та OH<sup>-</sup> (2,5) формі. ( $ОДЄ^1_{пр}=290$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $ПОДЄ^1=1888$  мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $ОДЄ^2_{пр}=995$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $ПОДЄ^2=$  мг-екв/дм<sup>3</sup>)

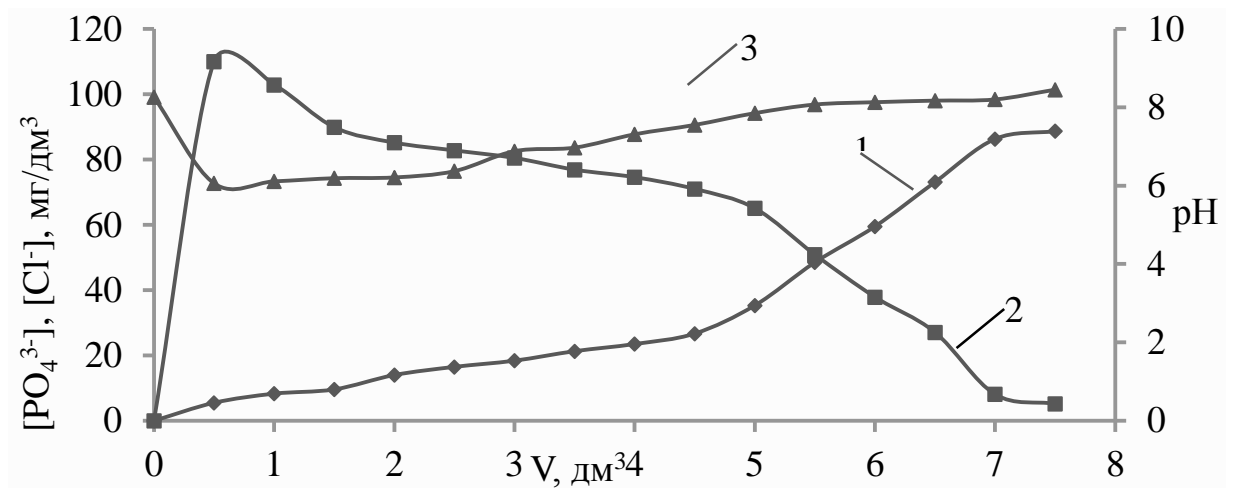


Рис.2 – Залежність вихідної концентрації фосфатів (1), хлоридів(2) та pH-середовища(3) від пропущеного об'єму розчину фосфату натрію ( $C_{\text{P}04}=90$  мг-екв/дм<sup>3</sup>) через низкоосновний аніоніт Dowex Marathon WBA в хлоридній формі ( $V_i=20$  см<sup>3</sup>). (ПОДС<sub>1</sub>=641,9 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

Це дуже важливо, тому що фосфати амонію є цінним мінеральним добривом і саме дана сіль утворюється при регенерації аніоніту хлоридом амонію. Перевагою застосування хлориду амонію для регенерації аніоніту в фосфатній формі є можливість вилучення з нього розчинного у воді магній амоній фосфату (струвіту) ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ ) з повторним використанням розчину в процесах десорбції фосфатів з аніоніту.

При доведенні розчину до pH=9 було досягнуто практично повного вилучення фосфату з розчину при додаванні хлориду магнію у стехіометричній кількості.

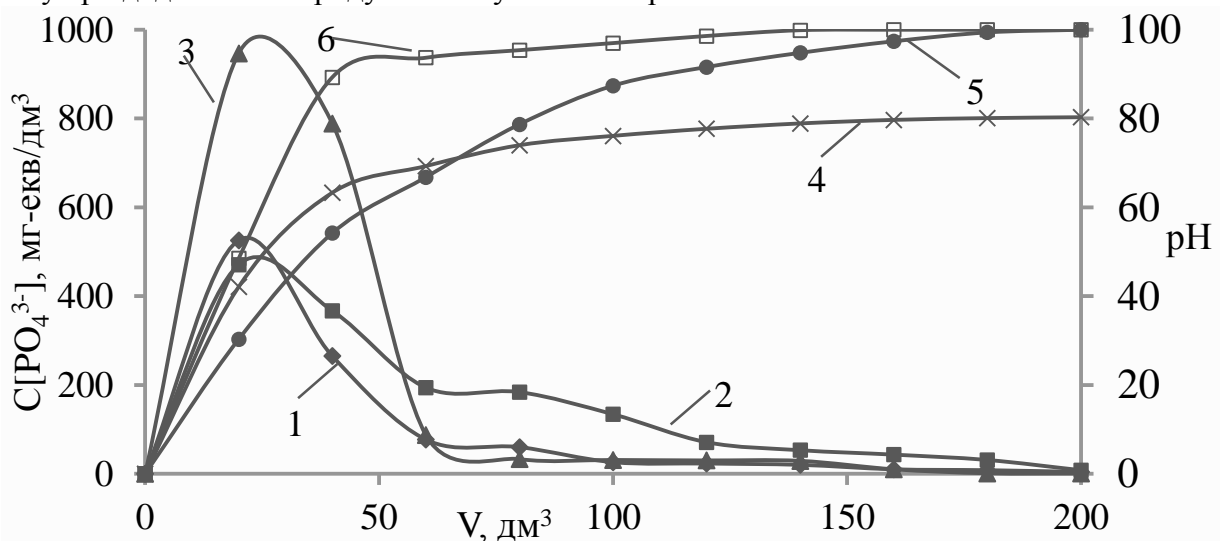


Рис.3 – Залежність вихідної концентрації фосфатів (1;2;3) та ступеню їх десорбції (4;5;6) від пропущеного об'єму розчину хлориду натрію концентрацією 10 (1;4) та 15(2;5)%, та розчину хлориду амонію концентрацією 10% (3;6) через аніоніт АВ-17-8 в  $\text{PO}_4^{3-}$  формі ( $V_i=20$  см<sup>3</sup>)



Таблиця 1 - Залежність залишкової концентрації фосфатів, магнію та рН середовища від витрати хлориду магнію при обробці розчину фосфату амонію ( $C_{PO_4}=0,1053$  моль/дм<sup>3</sup>), що містить 80 г/дм<sup>3</sup> хлориду амонію при початковому рН 8,0(I) та 9,0 (II)

[PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ]:[Mg <sup>2+</sup> ], моль/моль	Витрата Mg <sup>2+</sup> , мг- екв/дм <sup>3</sup>	C(PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>		Mg <sup>2+</sup> , мг-екв/дм <sup>3</sup>		рН	
		I	II	I	II	I	II
1:1,00	210,6	3550	0,92	74,21	0,15	5,10	8,69
1:1,05	221,3	3520	0,77	83,45	1,45	5,09	8,66
1:1,07	225,3	3300	0,56	83,95	8,36	5,09	8,67
1:1,10	231,66	3200	0,47	87,81	15,45	5,08	8,65
1:1,15	242,2	3180	0,57	96,52	24,32	5,05	8,66
1:1,20	252,7	3533	0,54	110,72	31,44	5,05	8,65

Отже, в результаті досліджень було встановлено, що при сорбції фосфатів на низькоосновному та високоосновному аніонітах, обмінна ємність аніоніту Dowex Marathon WBA по фосфатах є низькою та його використання для вилучення фосфатів недоцільне. Високоосновний аніоніт в хлоридній та основній формі забезпечував ефективне вилучення фосфатів з модельних розчинів. Вивчено процеси регенерації аніоніту АВ-17-8 в фосфатній формі. Показано, що повної десорбції фосфатів при високих ступенях десорбції сульфатів можна досліджувати при використанні розчинів хлориду натрію або амонію концентрацією 10-15%.

Література:

1. Душкин С.С. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография / С.С. Душкин, А.Н. Коваленко, М.В. Дегтяр, Т.А. Шевченко; Харьк. Нац. Акад. гор. Хоз-ва. – Х.: ХНАГХ, 2011. - 146 с.
2. Радовенчик В.М., Глушко О.В., Коломицев Д.В. // Экологические и ресурсосбережение. – 2004. - №5. – С. 55 -58.
3. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.

## ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ДУБИЛЬНИХ ПРОЦЕСІВ ВИРОБНИЦТВА ШКІРИ

*Марухленко М. О., Охмат О. А., Мокроусова О. Р.*

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, Київ  
mariyamarukhlenko@gmail.com, oxmat.oa@knuatd.edu.ua, olenamokrousova@gmail.com*

Натуральна шкіра – універсальний матеріал, з якого виготовляють товари широкого вжитку. Але по кількості відходів, які можуть забруднювати навколишнє середовище, шкіряне виробництво займає одне з перших місць. На кожному етапі технологічного циклу виробництва шкіри використовують ряд хімічних матеріалів і речовин, які не завжди є екологічно безпечними для довкілля і людини, однак необхідність їх застосування обумовлює ефективність впливу на структурні зміни дерми і досягнення високих експлуатаційних властивостей і відповідних показників якості шкіри в цілому. Екологічні аспекти протягом останніх років є визначальними для вдосконалення і розробки нових сучасних дубильних процесів виробництва шкіри.

Шкіряне виробництво відноситься до 3-го класу небезпеки, а найбільш токсичними речовинами шкіряних підприємств є сполуки хрому Cr (VI). Відсутність способів повної очистки стічних вод від дубильних сполук хрому при тому, що максимальний коефіцієнт їх

відпрацювання становить 70-80 %, призводить до потрапляння сполук хрому у стічні води шкіряного підприємства. Разом з великими обсягами відпрацьованих дубильних розчинів на заводах зростають і об'єми твердих хромвміщуючих відходів. Але шкіряні підприємства сьогодні не бачать альтернатив повної заміни сполук хрому в технологічному циклі. Для зменшення екологічного навантаження на довкілля в результаті проведення хромового дублення підприємствами використовуються так звані хромзберігаючі технології, які передбачають часткову заміну сполук хрому альтернативними дубителями [1]. Обмежене використання сполук хрому підприємствами регламентується також «Керівництвом з охорони навколишнього середовища, здоров'я та праці», розробленим корпорацією «IFC» [2].

Підвищити екологічність дубильних процесів у виробництві шкіри можна не тільки використанням традиційних альтернативних дубителів (алюмінієвого, цирконієвого, титанового, дубителів рослинного походження), але і застосуванням природних високодисперсних сполук [3]. Практична доцільність часткової заміни хромового дубителя природними алюмосилікатами полягає у: зменшенні витрат хромового дубителя; покращенні екологічного аспекту виробництва шкіри; отриманні шкіри високої якості. В якості алюмосилікату запропоновано використання монтморилоніту, точніше – його модифікованої дисперсії.

Для проведення досліджень методом асиметричної бахроми скомплектовано п'ять партій. Обробку пікельованої голини проведено за технологією, яка передбачає дублення, підвищення основності та пролежування. Варіанти дублення (табл.1) передбачають або індивідуальне використання сполук хрому (варіанти 1, 2), або комбіноване дублення сполуками хрому на першій стадії і модифікованими дисперсіями хром-монтморилоніту на другій [4]. Ефективність застосування модифікованого монтморилоніту під час хромового дублення та підвищення екологізації вказаного процесу досліджено визначенням рівня біологічного (БСК) споживання кисню (ДСТУ ISO 5815-1:2009 ) та хімічного (ХСК) споживання кисню (ДСТУ ISO 6060:2003).

**Таблиця 1– Варіанти дублення дослідних зразків**

Матеріал/витрата, % від маси голини	Варіант				
	1	2	3	4	5
Хромовий дубитель, % Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> від маси голини	1,5	0,75	0,75	1,0	1,25
Додавання хром-монтморилоніту	–	–	+	+	+
Загальні витрати Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , % від маси голини	1,5	0,75	1,0	1,25	1,5

Витрати хром-монтморилоніту складали на дубленні 2,5 % від маси сухого мінералу. Загальна витрата Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> на дубленні – максимально 1,5 % маси голини.

Після виконання циклу дубильних процесів проведено аналіз відпрацьованих робочих рідин (табл. 2).

**Таблиця 2 – Показники відпрацьованих робочих рідин**

Показники	Варіант обробки				
	1	2	3	4	5
Вміст Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> у відпрацьованій рідині, г/л	6,9	3,4	3,8	4,1	5,6
Ступінь поглинання Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , %	57,4	55,2	63,1	69,5	60,2
ХСК, мг О/л	6365,5	5619,2	4600,2	3680,8	4242,6
БСК, мг О/л	1678,3	1301,2	1110,6	854,3	1236,9

За отриманими даними, найвищий ступінь поглинання оксиду хрому характерний для 4 дослідного варіанту (69,5 %). Але також можна зауважити, що у всіх дослідних варіантах, в яких застосовувався хром-монтморилоніт, показники відпрацювання сполук хрому в робочих рідинах вищі за контрольні варіанти. Така тенденція спостерігається навіть у випадку, коли загальні витрати хромового дубителя було вдвічі зменшено (варіант 2). Скоріше за все, це можна пояснити високими сорбційними властивостями застосованого алюмосилікату. Враховуючи високу питому поверхню часток модифікованого монтморилоніту та їх високу здатність до катіонного обміну, можна розраховувати на те, що частинки монтморилоніту здатні «відтягувати» (сорбувати) на себе дубильні сполуки хрому. Цей висновок також можна підтвердити порівнянням результатів для варіантів 1 та 5, в яких загальні витрати хромового дубителя, в перерахунку на його оксид, були однаковими і становили 1,5 %. Встановлено зменшення вмісту оксиду хрому у відпрацьованому розчині (приблизно на 20 %) у випадку застосування на другій стадії хром-монтморилоніту.

Аналіз рівня показників ХСК та БСК відпрацьованих рідин вказує, що застосування хром-модифікованої дисперсії монтморилоніту (варіанти 2-5) для дублення призводить до суттєвого зменшення показників порівняно з 1 варіантом. В четвертому варіанті вказані показники знижуються вдвічі у порівнянні з варіантом 1. Як і в попередньому випадку, зменшення кількості використуваного хромового дубителя (варіант 2) не призвело до суттєвих змін у поліпшенні показників екологічності відпрацьованих дубильних рідин.

Отже, підвищення ефективності поглинання дермою сполук хрому обумовлено на, нашу думку, присутністю монтморилоніту, який має високорозвинену сорбційну поверхню і може створювати додаткові активні центри в структурі дерми для зв'язування зі сполуками хрому, тим самим зменшуючи навантаження на навколишнє середовище.

#### Література

1. Потебенько О. А. Шляхи підвищення екологічності процесу хромового дублення у виробництві натуральної шкіри / О. А. Потебенько, О. А. Охмат, В. А. Паламар // Науковий Вісник Мукачівського державного університету. – 2016. – № 21. – С. 32 – 37.
2. IFC. Керівництво з охорони навколишнього середовища, здоров'я та праці. – Режим доступу : [http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/7791eb0048865978b93efb6a6515bb18/Tanning+and+Leather+Finishing+Final\\_.pdf?CACHEID=7791eb0048865978b93efb6a6515bb18&MOD=AJPERES](http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/7791eb0048865978b93efb6a6515bb18/Tanning+and+Leather+Finishing+Final_.pdf?CACHEID=7791eb0048865978b93efb6a6515bb18&MOD=AJPERES)
3. Мокроусова О. Р. Структурні зміни дерми в процесі формування шкіри з використанням високодисперсних мінеральних наповнювачів / О. Р. Мокроусова, А. Г. Данилкович // Вісник КНУТД. – 2009. – № 2. – С. 71–78.
4. Марухленко М. О. Розробка технологічних параметрів хромзбережної технології дублення шкір / М. О. Марухленко, О. Р. Мокроусова, О. А. Охмат // Вісник Хмельницького національного університету. – № 2. – 2016. – С. 258- 262.

## ВПЛИВ СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ ТА БІКАРБОНАТІВ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИДАЛЕННЯ АРСЕНАТУ НАНОФІЛЬТРАЦІЙНОЮ МЕМБРАНОЮ ОПМН-П

*Мельник Л.О.*

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

*Email: [lumel2903@gmail.com](mailto:lumel2903@gmail.com)*

В наш час арсен розглядається як найбільш небезпечне неорганічне забруднення питної води, і в 1993 році ВООЗ знизила його гранично-допустиму концентрацію (ГДК) з 50 до 10 мкг/дм<sup>3</sup> [1]. Це створило серйозні проблеми в багатьох регіонах, які використовують в якості джерел водопостачання підземні води, оскільки призвело до необхідності вдосконалення існуючих систем водопостачання з метою корегування вмісту арсену в підготовленій для пиття воді.

Як відомо, для вирішення проблем питного водопостачання в останні десятиліття у всьому світі намітилася тенденція до застосування мембранних методів, зокрема методу нанофільтрації [2]. У зв'язку з цим дослідження щодо перспектив використання нанофільтраційних мембран для видалення сполук арсену мають значний практичний інтерес [3].

Раніше нами була продемонстрована висока ефективність затримки As(V) нанофільтраційною мембраною ОПМН-П в широкому діапазоні рН розчину (який містив 1 г/дм<sup>3</sup> NaCl) та робочого тиску при ступеню відбору пермеату до 90% [4]. Встановлено, що при підвищенні концентрації хлориду натрію у розчині від 1 до 3 г/дм<sup>3</sup> чи заміні хлориду натрію на суміш NaCl та Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ефективність затримки сполук As(V) нанофільтраційною мембраною ОПМН-П практично не змінюється.

Мембрана ОПМН-П найбільш широко використовується на практиці в порівнянні з іншими мембранами ЗАТ НТЦ Владипор завдяки порівняній дешевизні, стабільності властивостей, хімічній стійкості, технологічності переробки в рулонні фільтруючі елементи [5].

Мета даної роботи полягає в дослідженні впливу на ефективність видалення сполук As(V) нанофільтраційною мембраною ОПМН-П солей жорсткості та бікарбонатів, які є характерними для природних вод компонентами. Аналіз спеціальної літератури свідчить про те, що такі дослідження практично не здійснювалися, хоча в окремих роботах повідомляється про погіршення затримки арсену зворотньоосмотичними та нанофільтраційними мембранами при переході від індивідуальних арсеновмісних розчинів до реальних природних вод.

Нами встановлено, що в присутності іонів Ca<sup>2+</sup> коефіцієнт затримки арсенату мембраною ОПМН-П помітно знижується (рис. 1).

В роботі [6] повідомляється про зменшення негативних значень дзета-потенціалу нанофільтраційної мембрани NF-45 в присутності іонів Ca<sup>2+</sup>, що обумовлено взаємодією останніх з функціональними групами мембрани. Очевидно, при обробці модельних розчинів, що містять Ca<sup>2+</sup>, відбувається зниження негативного заряду мембрани ОПМН-П, що призводить до погіршення ефективності затримки нею As(V). Таким чином, в процесі обробки арсенат-вмісних розчинів нанофільтраційною мембраною ОПМН-П виявляється вклад електростатичної складової в механізм затримки арсену.

Результати дослідження впливу бікарбонат-іонів на затримку сполук As(V) нанофільтраційною мембраною ОПМН-П наведені в таблиці 1.

Як видно з таблиці 1, заміна фонового електроліту в арсенат - вмісному розчині з хлориду натрію на бікарбонат натрію призводить до суттєвого зменшення затримки As(V) мембраною. Причому, вказаний ефект спостерігається вже при порівняно низькій

концентрації  $\text{NaHCO}_3$  –  $0,5 \text{ г/дм}^3$ . Отриманий результат виявився дещо несподіваним, оскільки, як було показано в роботі [4], затримка  $\text{As(V)}$  мембраною ОПМН-П в присутності  $3 \text{ г/дм}^3 \text{ NaCl}$  чи суміші  $\text{NaCl}$  з  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  залишається практично такою ж, як і в присутності  $1 \text{ г/дм}^3 \text{ NaCl}$ .

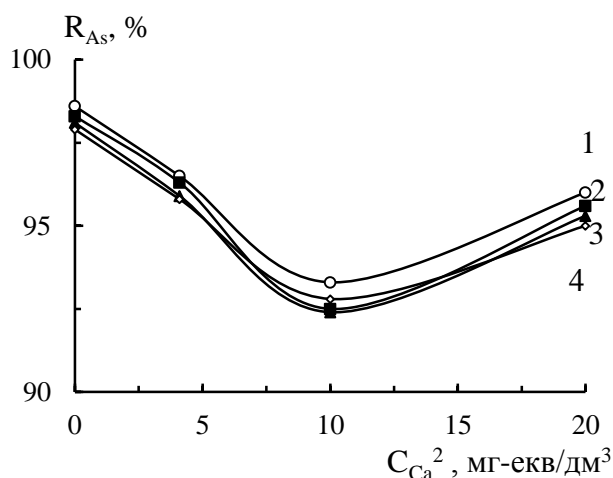


Рисунок 1. Вплив іонів  $\text{Ca}^{2+}$  на коефіцієнт затримки  $\text{As(V)}$  нанофільтраційною мембраною ОПМН-П при ступенях відбору пермеату 25 (1), 50(2), 75(3) та 90% (4). Модельний розчин містив  $120 \text{ мкг/дм}^3 \text{ As(V)}$ ,  $1 \text{ г/дм}^3 \text{ NaCl}$  та різні концентрації  $\text{CaCl}_2$ .  $\text{pH}=7,5$ ;  $P=1,0 \text{ МПа}$ ;  $T=17-18^\circ\text{C}$ .

Таблиця 1. Результати обробки модельних арсенатвмісних розчинів з використанням мембрани ОПМН-П.  $C_{\text{As(V)}} = 115 \text{ мкг/дм}^3$ ;  $\text{pH} = 8,25-8,30$ ;  $P=1,0 \text{ МПа}$ ;  $T=17,0-18,0^\circ\text{C}$ .

Фоновий електроліт	СВП, %	$C_{\text{AsП.}}$ , мкг/дм <sup>3</sup>	$R_{\text{As}}$ , %	$R_{\text{соли}}$ , %	$J$ , дм <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> ·год
1 г/дм <sup>3</sup> NaCl	25	1,9	98,3	48,8	81,3
	50	2,2	98,1	41,5	79,7
	75	2,5	97,8	32,8	77,8
	90	2,9	97,5	23,7	76,5
0,5 г/дм <sup>3</sup> NaHCO <sub>3</sub>	25	2,8	97,6	90,0	78,5
	50	3,3	97,1	87,6	76,9
	75	6,8	94,0	82,8	75,9
	90	8,9	92,2	74,7	74,1
1,0 г/дм <sup>3</sup> NaHCO <sub>3</sub>	25	5,6	95,1	85,9	75,7
	50	7,3	93,7	84,9	73,1
	75	8,6	92,5	81,3	72,1
	90	7,9	93,1	75,6	69,8

Зменшення ефективності затримки  $\text{As(V)}$  мембраною ОПМН-П в бікарбонатних розчинах може бути пов'язано із значно кращою затримкою бікарбонату цією мембраною (75-90%) в порівнянні з затримкою хлориду натрію (23,7-48,8%) [4].

Як відмічається в роботах [6, 7], при обробці багатоконцентного розчину затримка певного іону покращується в присутності іону, що характеризується більш високою проникністю через мембрану і має однаковий з досліджуваним іоном знак заряду. Даний висновок витікає із аналізу рівнянь для розрахунку селективності мембрани за окремими іонами при обробці багатоконцентних неконцентрованих розчинів суміші сильних

електролітів, отриманих методом, який базується на врахуванні зміни міжфазного потенціалу при переході від бінарного розчину до багатокомпонентного [7].

В дослідженні [6] показано, що затримка As(V) нанофільтраційною мембраною NF-45 суттєво покращується при обробці розчинів, які містять 0,01 моль/дм<sup>3</sup> NaCl та 0,001 моль/дм<sup>3</sup> NaHCO<sub>3</sub> (бікарбонат використовувався з метою створення рН, характерного для природних вод – 8,1-8,2), в порівнянні з обробкою розчинів, які містять в якості фонових електролітів лише 0,001 моль/дм<sup>3</sup> NaHCO<sub>3</sub>. Зокрема, при концентрації As(V) в розчині 100 мкг/дм<sup>3</sup> коефіцієнт затримки арсену в процесі обробки хлоридвмісних розчинів складає 90%, в той час, як при обробці вільних від хлориду розчинів – лише 85%. При зменшенні концентрації арсену в розчині вказані показники відрізняються в більшій мірі, складаючи 65 та 45% відповідно при концентрації As(V) 10 мкг/дм<sup>3</sup>.

Таким чином, виявлене в даній роботі зменшення ефективності видалення As(V) мембраною ОПМН-П при обробці модельних розчинів, що містять бікарбонат-іони (таблиця 1), обумовлене, скоріш за все, не негативним впливом бікарбонату на вказаний процес, а відсутністю його позитивного впливу на затримку арсенату, як це має місце в процесі обробки модельних розчинів, що містять хлорид.

Оскільки при дослідженні сульфатвмісних модельних розчинів до складу останніх входив хлорид [4], зниження коефіцієнту затримки As(V) у цьому випадку не спостерігалось, не дивлячись на те, що затримка сульфат-аніону мембраною ОПМН-П є вищою, ніж затримка бікарбонату.

Дослідження нанофільтраційної обробки з використанням мембрани ОПМН-П реальної підземної води (бювет м. Київ, вул. Ірпінська, 76), у яку дозувалися сполуки As(V), показали, що коефіцієнт затримки As(V) мембраною ОПМН-П складає 93,3 та 95,7% при ступеню відбору пермеату 90% та концентрації арсену у вихідному розчині відповідно 116 та 220 мкг/дм<sup>3</sup>. Це забезпечує отримання пермеатів, які відповідають якості питної води за вмістом даного компоненту. Збільшення концентрації арсену у воді призводить до покращення його затримки.

Таким чином, результати проведених досліджень демонструють високу ефективність нанофільтраційної мембрани ОПМН-П в процесі затримки As(V) при обробці модельних розчинів різного складу, а також реальних природних вод.

1. Мельник Л.А., Бабак Ю.В., Гончарук В.В. Соединения мышьяка в природных и питьевых водах: распространение, влияние на здоровье человека, существующие методы очистки // Химия и технология воды. – 2012. – Т. 34. – № 3. – С. 273-282.

2. Новые тенденции в разработке современных нанофильтрационных систем для подготовки питьевой воды высокого качества: Обзор / А.Г. Первов, А.П. Андрианов, Р.В. Ефремов, Ю.В. Козлова // Серия. Критические технологии. Мембраны. – 2005. – Т. 25, № 1. – С. 18 – 34.

3. Saitua H., Gil R., Padilla A.P. Experimental investigation on arsenic removal with a nanofiltration pilot plant from naturally contaminated groundwater // Desalination. – 2011. – 274. – P. 1-6.

4. Мельник Л.О., Бабак Ю.В. Видалення As(V) із води методом нанофільтрації з використанням мембрани ОПМН-П // «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти». Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції. – Київ: НТУУ «КПІ», 2015. – С.140-143.

5. Разработка и исследование свойств композитных нанофильтрационных мембран / А.И. Бон, В.Г. Дзюбенко, В.П. Дубяга, А.А. Поворов // Наука Кубани. – 2000. – № 5 (Часть 2). – С. 140-141.

6. Vrijenhoek E.M., Waypa J.J. Arsenic removal from drinking water by a “loose” nanofiltration membrane // Desalination. – 2000. – 130. – P. 265–277.

7. Кочаров Р.Г. Теоретические основы обратного осмоса. – М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2007. – 143 с.

## ЕФЕКТИВНІСТЬ ЦЕЛЮЛОЗНОГО ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО МАТЕРІАЛУ ПІД ЧАС ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ГУМАТІВ БАРОМЕМБРАННИМ МЕТОДОМ

к.т.н., доцент Мовчанюк О.М., д.т.н., проф. Гомеля М.Д., магістрант Нагай А.О.  
науковий керівник магістранта к.т.н., доцент Мовчанюк О.М.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, місто Київ, movchaniukom@gmail.com

Однією з основних проблем сучасних технологій підготовки високоякісної питної води є вміст природних органічних речовин у джерелах питного водопостачання [1].

Найзначнішими постачальниками органічних речовин у природну воду є ґрунтовий і торф'яний гумус, продукти життєдіяльності й розкладання рослинних і тваринних організмів, стічні води побутових і промислових підприємств. Для технології очищення води найбільший інтерес представляють гумусові речовини, що розділяються на гумінові, ульмінові, кренові, апокренові (фульвокислоти) та інші кислоти, а також їх розчинні у воді солі. Гумінові й апокренові кислоти можуть знаходитися в ґрунті у вільному стані, у вигляді солей з катіонами лужних і лужноземельних металів, комплексних і внутрішньокмплесних сполук із залізом, алюмінієм, марганцем, міддю і, нарешті, у вигляді адсорбційних органічно-мінеральних сполук. Наземна рослинність, вищі водні рослини, актиноміцети і фітопланктон виділяють безколірні або забарвлені, без запаху або із запахом речовини, частина з яких перетворюється на гумусові сполуки [2].

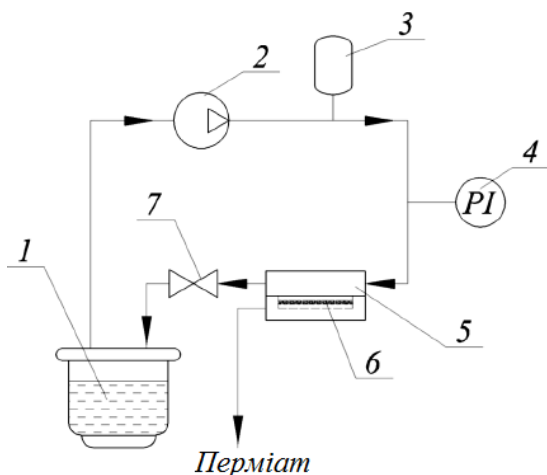


Рисунок 1 – Схема лабораторної установки для очищення води: 1 – ємність з розчином гуматів; 2 – насос; 3 – гідропневмобак; 4 – манометр; 5 – комірка; 6 – зразок фільтрувального матеріалу; 7 – дренажний вентиль

**Метою** даної роботи було отримання нового фільтрувального матеріалу з катіонованої целюлози та оцінка ефективності його роботи під час очищення води від гуматів баромембранним методом.

Для дослідження за технологією [3] були виготовлені лабораторні зразки фільтрувального матеріалу масою 80 г/м<sup>2</sup>. Основа композиції фільтрувального матеріалу – сульфатна хвойна вибілена целюлоза, що попередньо піддавалася катіонуванню амонійною сіллю з витратою 5 % від абсолютно сухого волокна (а.с.в.). Також у композицію входила гідрофобізуюча суміш LPM-1,7/2, витрата якої становила 10 % від а.с.в. Зразки піддавалися каландруванню. Для випробування зразків використовувалася лабораторна баромембранна установка (рисунок 1). Фільтрування розчину гуматів каламутністю 137 мг/дм<sup>3</sup> і кольоровістю 738 град відбувалося за постійних значень тиску 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 і 1,0 МПа.

Таблиця 1 – Зміна основних властивостей фільтрувального матеріалу

Тиск, МПа	Тривалість фільтрування на початок відбору перміату, хв	Питома продуктивність, $\text{дм}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$	Каламутність, $\text{мг}/\text{дм}^3$	Селективність по каламутності, %	Кольоровість, град	Селективність по кольоровості, %
0,8	0	108	22,5	83,6	341	54
	10	69	9,3	93,2	216	71
	20	54	4,9	96,5	170	77
	30	47	0,4	99,7	136	82
	40	40	0,4	99,7	114	85
	50	40	0,4	99,7	97	87
	60	40	0,4	99,7	79	89
	70	36	0,0	100,0	68	91
	80	36	0,0	100,0	45	94
	90	36	0,0	100,0	34	95
	100	36	0,0	100,0	34	95
	110	33	0,0	100,0	34	95
120	33	0,0	100,0	34	95	
0,6	0	116	18,1	86,4	375	45
	10	69	9,3	93,0	284	58
	20	51	4,9	96,3	204	70
	30	51	0,4	99,7	170	75
	40	43	0,4	99,7	125	82
	50	40	0,4	99,7	125	82
	60	40	0,4	99,7	125	82
	70	40	0	100,0	102	85
	80	36	0	100,0	68	90
	90	36	0	100,0	45	93
	100	36	0	100,0	34	95
	110	33	0	100,0	34	95
120	33	0	100,0	34	95	

Найважливішими експлуатаційними характеристиками фільтрувального матеріалу, що призначений для очищення води, є питома продуктивність і селективність по відношенню до завислих речовин, колоїдних часток, розчинних кольорових речовин. Каламутність та кольоровість перміату визначалася фотоколориметричним способом.

Зразки продемонстрували високі значення і стабільність своїх основних експлуатаційних характеристик після виходу на робочий режим при всіх значеннях тиску. Так за 0,4; 0,6 і 0,8 МПа було досягнуто селективність по кольоровості 95 %, для значень тиску 0,2 і 1,0 МПа – 93 %. При всіх значеннях тиску забезпечується 100 % селективність по каламутності. Кращу продуктивність отримано за тисків 0,8 і 0,6 МПа (табл. 1). Як видно з таблиці, на початковій стадії фільтрування, при кожному значенні тиску, спостерігається зниження продуктивності, кольоровості і каламутності. Далі настає стабілізація показників, що свідчить про припинення процесу закриття пор і вихід на робочий режим.



Таким чином, в результаті проведених досліджень було отримано зразки фільтрувального матеріалу, які забезпечують повне вилучення зважених та колоїдних часток, що обумовлюють каламутність води, а також селективність по кольоровості до 95 %. Питома продуктивність при цьому становить 33 дм<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup>·год). Дані матеріали можуть використовуватися для попередньої підготовки води перед більш глибоким очищенням.

### **Література**

1. Гончарук В.В. и др. Перспективы развития фундаментальных и прикладных исследований в области физики, химия и биологии воды. – К.: Наукова думка, 2011. – 407 с.
2. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Вища школа. Головное изд-во, 1981. – 328 с.
3. Заявка на корисну модель № u201613482, Україна, МПК (2016.01) B01D 71/10, B01D 61/22, C02F. Целюлозний фільтрувальний матеріал / Заявники: Мовчанюк О.М., Гомеля М.Д., Затірка М. Є., Нагай А. О., заявл.: 09.03.2017.

## **МОНІТОРИНГ ВОДНОГОСПОДАРСЬКИХ ПРОЦЕСІВ В УМОВАХ ІНТЕНСИВНОГО ВОДОСПОЖИВАННЯ** *Назаренко О.М., Діденко К.Ю.*

*Науковий керівник - Назаренко О.М., доц., к.т.н.*

*Запорізька державна інженерна академія*

В контексті цілей програми розвитку міста Запоріжжя, сформульовано сталий розвиток громади. Аналітики адміністрації та обласної водного агентства постійно впроваджують і оцінюють різні заходи в області водно-господарського розвитку річки Дніпро. Ці проекти розрізняються за масштабом і охопленням, варіюючи від районних до регіональних або універсального глобального масштабу[1]. Беручи до уваги необхідність фінансування в достатньому обсязі, фактичний вплив наслідків необхідно оцінювати математично, технологічно і економічно.

Існує певні напрямки досліджень і політики розвитку в наступному контексті:

А) роль політики, громади і вчених в розвиток суспільства;

В) синергії, властиві минулим, поточним і запланованим заходам.

На практиці громадяни зустрічаються з проявом суб'єктивних (які не охоплені) чинників - вельми скромний бюджет, багатосаровість і мультинаціональність громади, потреба в соціальних інвестицій. Практичні рекомендації складно здійснити при практично повній відсутності бюджету і обширному переліку міських проблем[2]. Кожен інвестор розуміє важливість окупності вкладених коштів, навіть у віддаленій перспективі. Соціальні проекти, пов'язані з водним балансом, представляють слабоокупні проекти, тим більше в довгостроковому горизонті планування.

Окрему слабкість представляє відсутність мотивації у громади економити ресурси або використовувати їх дбайливо[3].

Недостатнє розгляд організаційних ролей і нездатність враховувати синергію розвитку може створити фундаментальне перешкоду в плануванні розвитку громади та оцінки впливу. Ця проблема особливо серйозна в контексті цілей мета-розвитку, таких як

цілі громади (ЦГ), де реалізація кінцевої мети пов'язана з реалізацією кількох проміжних завдань, але пов'язаних цілей ієрархії заходів[4].

При виборі політики розвитку зазвичай розглядають всі наслідки не тільки для загального добробуту, але також і приватного розподілу ресурсів. Значення стратегії політики може бути продемонстровано графічно (рис.1).

На малюнку 1 зображена проста економіка з двома категоріями (групами): I (багатими) II (бідними), які із заданою зв'язком ресурсів можуть споживати два товари (продукти харчування (F) і відпочинок (R)).

Такий екологічний аналіз досить корисний, якщо адміністрація знає і враховує можливі технічні та економічні зовнішні ефекти від інституційних ефектів впливу. Політик отримує суттєві політичні та практичні переваги від подібної попередньої інформації. Можна показати, що коли політик розглядає інституційні ролі, то синергізм впливу (приріст добробуту), як і його переважний розподіл може бути досягнут. Наприклад, якщо впроваджена програма розробки на основі зрошення полів в поєднанні з впровадженням досліджень, спрямованих на поширення поліпшення якості води. Результуюча рівновага може підвищити як рівень, так і розподіл добробуту. В аналогічній ситуації також можна показати приріст добробуту від впровадження синергії впливу між заходами з розвитку.

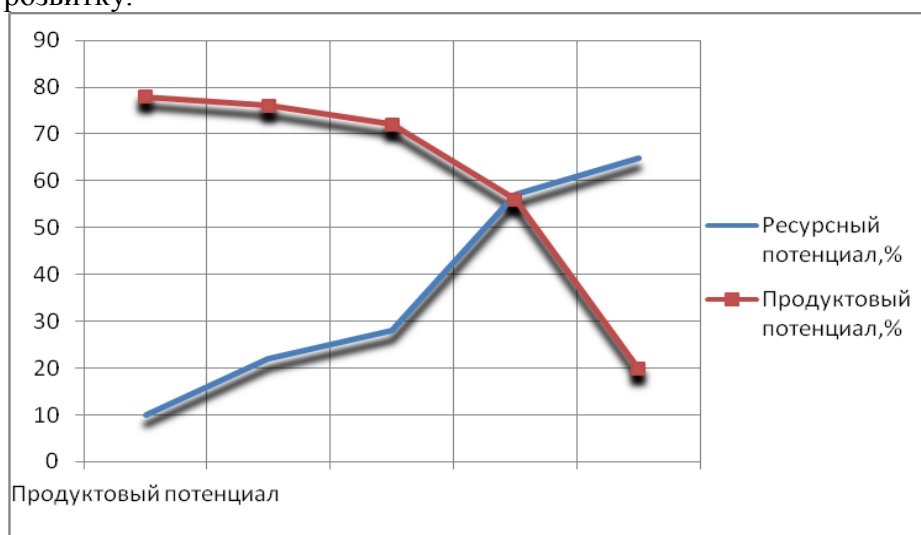


Рис.1- Оцінка альтернативних політичних шляхів і приріст добробуту громади.

Наприклад, розвиток зрошення супроводжується посиленням програми сільськогосподарського розвитку, і більш високий рівень виробництва і зайнятості не тільки підвищить загальний добробут, а й поліпшить його розподіл. Подібна концепція дослідження соціальних наслідків для інституціональних ролей і синергетичного ефекту впливу, є основним методологічним заходом аналітики і емпіричної оцінки цих ефектів. Розширення зон лояльного взаємодії експертів ландшафтного проектування, водного проектування, екологічного проектування, аграрного проектування дозволить зменшити зони негативу і виробити режим продукування синергії експертів.

Принцип інституційної екології дозволяє розглядати басейнові інститути як складну інтегровану і взаємопов'язану системи, вбудовану в фізичну, соціальну і політичну економіку. Структура ІДА дозволяє аналізувати поділ басейну (води, землі, сільського господарство і навколишнє середовище) для визначення їх ключових компонентів, і їх структурні і функціональні зв'язки між ними.

- В умовах обмеженості факторів можливі наступні шляхи лояльної взаємодії:
- застосування водної поліції (облік локальних витоків, кошторисні роботи, юридична практика);
  - застосування он-лайн моніторингу (оперативне виявлення проблемних зон витоків забруднювача);
  - впровадження блочних тарифів для категорій населення;
  - структурування оборотної води для користувачів.

Вода споживається повсюдно всіма громадянами, і в окремих районах являє соціальний продукт при заборі якогось ліміту. Перевищення подібного ліміту, викликає агресію контролюючих структур і відповідні фінансові санкції. Подібну напруженість можна зняти шляхом введення диференційованого тарифу на збільшений обсяг споживання. Підприємства виробники можуть дозволити використовувати для внутрішніх цілей приховані резерви (повторна вода). А невикористаний потенціал становить інтерес для малозабезпечених домашніх господарств. Звичайно, це особлива проблема в країнах, що розвиваються.

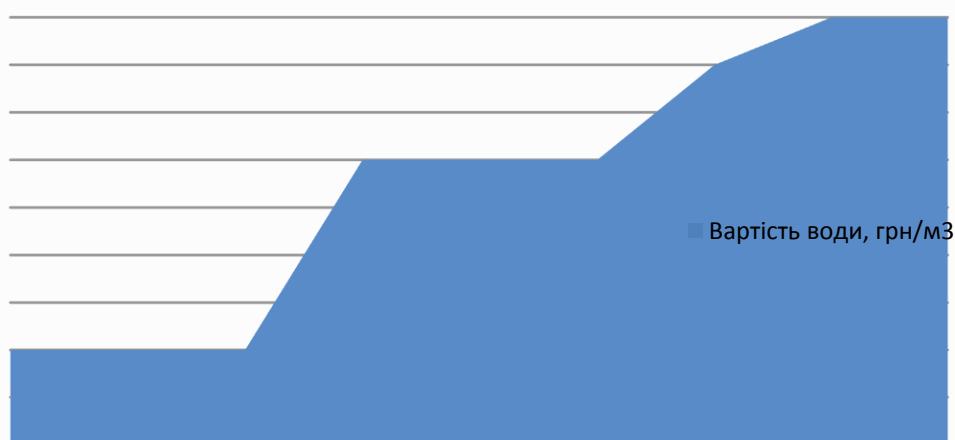


Рис. 2 Блочні ліміти та єдині тарифні режими, для Запоріжжя (грн/м<sup>3</sup>).

Криві Енгеля відображають взаємозв'язок між доходами і витратами для конкретного товару. Для Запоріжжя, вона показує що витрати на воду дійсно становлять велику частку доходів для бідних домогосподарств. За субсидованими цінами 2003 року видатки води склали 1,2% від доходів при мінімальному рівні доходу і тільки 0,5% для багатих. Рисунок 2 показує, що це негативне співвідношення практично монотонно лінійно в дохідній частині. З цієї причини будь-яка зміна ціни води, ймовірно, буде непропорційно збільшувати навантаження на бідні в порівнянні з забезпеченими домогосподарствами. Тобто, ціноутворення на воду є регресивно ефективним.

З іншого боку, доступність води - це вимір добробуту, ціноутворення на воду піднімає важливі питання справедливості, незважаючи на її ефективні властивості, і ці фактори є джерелом значної опозиції. Дійсно, опозиція цін на воду встановилася в Запоріжжі саме в результаті тиску громадянських суспільств, оскільки в липні 2004 року запланована реструктуризація цін на воду була відкладена. На цьому майданчику, водна політика і боротьба з бідністю нерозривно пов'язані.

#### **Висновки:**

- Безсумнівно, оперативне управління водним басейном річки Дніпро розкриває ряд політичних рішень, які адміністрація змушена прийняти в своєму регіоні;

- Впровадження поточного моніторингу якості ресурсу дозволяє виявити вузькі місця соціальної взаємодії (до 20% собівартості), і ймовірно створити нові механізми для функціонування суб'єктів;
- Впровадження блокових тарифів дозволить вивільнити невраховані резерви (до 25% стічних вод на рециклінг) для малозабезпечених домогосподарств і поліпшить екологію регіонів.

### **Література:**

- 1 Asano, T (ed.) (1998) *Wastewater Reclamation and Reuse*, Water Quality Management Library, CRC Press, Boca Raton,
- 2 Bruvold, W. H. (1972) *Public Attitude toward Reuse of Reclaimed Water*, Contribution No. 137, University of California Water Resources Center, Los Angeles.
- 3 Bruvold, W. H. (1981) "Community Evaluation of Adopted Uses of Reclaimed Water," *Water Resour. Res.*, **17**, 3, 487–490.
- 4 Cheylyitko A. Dimensions of the nucleus agent poreformer closed spherical pores / A. Cheylyitko, A. Pavlenko // *Aktualne Zagadnienia Energetyki, Budownictwa i Inżynierii Środowiska: I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-techniczna* (Koszalin, 26-28 stycznia 2016). – Koszalin: Politechnika koszalińska. – 2016.–p.75-83.

## **ХАРАКТЕРИСТИКИ МОДИФІКОВАНОГО АКТИВОВАНОГО ВУГІЛЛЯ**

***В.В. Носік, К.В. Охріменко***

***І.В. Косогіна***

*Національний технічний університет України*

*“Київський політехнічний інститут” ім. І. Сікорського*

*03056, м.Київ, пр. Перемоги, 37, корпус 4*

*viktoria.nosik@gmail.ua*

Модифікація активованого вугілля оксидами заліза може позитивно вплинути на його структурно-сорбційні характеристики. При кислотній обробці червоного шламу утворюється кислий розчин, який містить багато заліза. У складі даного розчину знаходиться до 89% солей тривалентного заліза, до 19% солей алюмінію, титану та кремнію. Одним з напрямків раціонального та ефективного використання отриманого розчину є застосування його для модифікації активованого вугілля. Знаходження оксидів заліза на поверхні вугілля, з одного боку, може підвищити ефективність каталітичного окиснення адсорбованих вугіллям органічних речовин за наявності окисника, а з іншого – стимулювати розвиток біоплівки на поверхні сорбенту в процесах біосорбційного очищення води.

Мета дослідження - дослідити структурно-сорбційні характеристики модифікованого активованого вугілля залізовмісним розчином, отриманим кислотною активацією відходів глиноземних виробництв «червоний шлам».

Об'єкт дослідження – активоване вугілля модифіковане кислотним розчином, що утворюється при обробці червоного шламу. У роботі досліджено зразки як вихідного, так і модифікованого вугілля Filtrasorb 300 для порівняння.

Синтез зразку модифікованого вугілля шляхом нанесення оксидів металів на поверхню активованого вугілля марки Filtrasorb 300 здійснювали наступним чином: наважку «червоного шламу» обробляли 12 %-вим розчином хлоридної кислоти і кип'ятили отриману суміш протягом 2 годин. Фільтрат відділяли від нерозчинного залишку та з метою просочення вносили до наважки активованого вугілля. Тривалість просочення – 24 години. Після відділення розчину хлоридів металів, вугілля промивали дистильованою водою з наступною обробкою 10 %-вим розчином аміачної води. На заключній стадії вугілля обробляли водяною парою при температурі 320 °С.

Для зразків вугілля (вихідного та модифікованого) на основі експериментальних даних визначено основні сорбційні характеристики. Проведено математичну обробку

ізотерм сорбції за моделями Ленгмюра та Фрейндліха. Незначне зростання величин граничної сорбції  $a_{\infty}$  від 4,31 ммоль/г до 4,65 ммоль/г та питомої поверхні від 1227 м<sup>2</sup>/г до 1372 м<sup>2</sup>/г для модифікованого вугілля Filtrasorb 300, обумовлено збільшенням кількості активних центрів на поверхні сорбенту внаслідок наявності оксидів заліза на зовнішній поверхні вугілля.

Для перевірки ефективності застосування модифікованого активованого вугілля у технології водоочищення було досліджено вплив основних факторів сорбційного процесу на вилучення барвника «Прямого пурпурового», а саме вихідну концентрацію барвника, тривалість сорбційного процесу та дозу сорбенту.

Встановлено, що початкова концентрація барвника практично не впливає на ефективність сорбційного очищення. Однак при видаленні барвника за допомогою модифікованого сорбенту степінь вилучення досягає 96%, а при використанні вугілля промислового зразка – лише 80%, при тривалості сорбційного процесу не менше 5 годин та дозі активованого вугілля - 1 г.

Отже, отримані експериментальні данні підтверджують ефективність використання модифікованого компонентами відходів глиноземних виробництв активованого вугілля за рахунок підвищення ефективності каталітичного окиснення адсорбованих вугіллям органічних речовин за наявності окисника.

## **ХІМІЧНА МОДЕЛЬ ПРОЦЕСУ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ НА ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИХ ФІЛЬТРАХ ІЗ ЗРОСТАЮЧИМ ШАРОМ ЗАВИСЛОГО ОСАДУ**

**Одуд Л. М.**

**Науковий керівник - д.т.н., проф. Ковальчук В. А.**

**Національний університет водного господарства та природокористування, Україна,  
Рівне, liudmylaodud90@gmail.com**

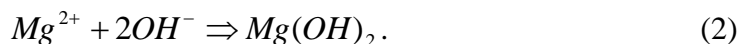
Пінополістирольні фільтри із зростаючим шаром завислого осаду були вперше винайденими та дослідженими доктором технічних наук, професором В. О. Орловим та кандидатом технічних наук, доцентом С. Ю. Мартиновим. У своїх роботах вони описують використання цих фільтрів для видалення заліза з води [1]. Вони розробили та науково обґрунтували технологію видалення заліза, що використовується для підземних вод з високою концентрацією заліза за допомогою пінополістирольних фільтрів із зростаючим шаром завислого осаду, що дозволило інтенсифікувати процес видалення заліза з води, підвищити ефективність, збільшити діапазон використання підземних вод, що містять сполуки заліза [2].

В даній статті ми пропонуємо пом'якшення води проводити на пінополістирольних фільтрах зі зростаючим шаром завислого осаду з застосуванням методу вапнування. Даний метод полягає в наступному. Вода змішана з вапном трубопроводом подається в нижню розподільну систему, рівномірно розподіляється по площі, проходить спочатку шар завислого осаду, а потім через плаваючу пінополістирольну засипку і очищеною збирається в надфільтровому просторі. Коли досягається час захисної дії фільтра або граничні втрати напору, проводяться відповідні переключення арматури. Чиста вода з надфільтрового простору подається вниз, розширює та відмиває фільтрувальну засипку, збирається розподільною системою і відводиться в каналізацію [3]. Частина осаду відводиться. Важливим є залишати після промивки шар висотою 0,2 м.

Процес формування осаду складається з кристалізації карбонату кальцію, сорбції гідроксиду магнію на кристалах карбонату кальцію, адгезії кристалів, вкритих оболонкою гідроксиду магнію, структуроутворення [4].

Ми проводили дослідження процесу пом'якшення в лабораторних та виробничих умовах на експериментальній установці для пом'якшення води [5, 6]. Закономірності процесу видалення іонів жорсткості методом вапнування також можна встановити за допомогою аналізу характеру взаємодії між іонами кальцію та магнію. При цьому повинні обов'язково враховуватись процеси гідролізу і дисоціації продуктів гідролізу цих іонів.

За хімічним складом осад складається зі сполук карбонату кальцію та гідроксиду магнію, утворення яких відбувається згідно реакцій (1, 2):



Виділення даних сполук спостерігається, коли відбудеться перевищення їх добутку розчинності. Добутки розчинності для даних речовин мають вигляд рівнянь (3, 4):

$$DP_1 = f_{II} [Ca^{2+}] \cdot f_{II} [CO_3^{2-}], \quad (3)$$

$$DP_2 = f_{II} [Mg^{2+}] \cdot 2f_I [OH^-], \quad (4)$$

де  $DP_1$  - добуток розчинності кальцій карбонату;  $DP_2$  - добуток розчинності магній гідроксиду;  $f_I, f_{II}$  - коефіцієнти активності одно- та двошвалентних іонів;  $[Ca^{2+}]$ ,  $[CO_3^{2-}]$ ,  $[Mg^{2+}]$ ,  $[OH^-]$  - концентрація іонів в розчині, г-іон/дм<sup>3</sup>.

Для визначення оптимальної, з точки зору видалення кальцію та магнію, величини рН, допустимо, що у воді міститься стехіометричні кількості карбонату (рівня 1) та гідроксиду (рівня 1). Тоді ефективність вилучення кальцію та магнію можна отримати з наступних рівнянь (5, 6):

$$\alpha_1 = 1 - \frac{1}{X} \sqrt{\frac{DP_1}{\beta_1 \beta_2 \cdot f_I f_{II}}}, \quad (5)$$

$$\alpha_3 = 1 - \frac{1}{Z} \sqrt{\frac{DP_2}{\beta_3 \beta_4 \cdot f_I f_{II}}}, \quad (6)$$

де  $X, Z$  - загальний вміст кальцію та магнію відповідно;  $\beta_1, \beta_2$  - відношення загального вмісту кальцію та карбонату до загального вмісту з продуктами їх гідролізу;  $\beta_3, \beta_4$  - відношення загального вмісту магнію та гідроксиду до загального вмісту з продуктами їх гідролізу.

Коефіцієнти для кальцію карбонату та магнію гідроксиду визначаємо за рівняннями (7, 8, 9, 10):

$$\beta_1 = \frac{[Ca^{2+}]}{X_p} = \frac{3,1 \cdot 10^{-5}}{3,1 \cdot 10^{-5} + f_{II} [OH^-]}, \quad (7)$$

$$\beta_2 = \frac{[CO_3^{2-}]}{Y_p} = \frac{K_1 K_2 \cdot f_I}{K_1 K_2 \cdot f_I + K_1 \cdot f_I^2 f_{II} [H^+] + f_I^3 f_{II} [H^+]^2}, \quad (8)$$

$$\beta_3 = \frac{[Mg^{2+}]}{Z_p} = \frac{5,5 \cdot 10^{-12}}{5,5 \cdot 10^{-12} + f_{II} [OH^-]}, \quad (9)$$

$$\beta_4 = \frac{[OH^-]}{W_p} = \frac{K_3}{K_3 + K_3 \cdot f_I [H^+]}, \quad (10)$$

де  $3,1 \cdot 10^{-5}$ ,  $5,5 \cdot 10^{-12}$  - константи дисоціації кальцій та магній гідроксиду;  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$  - константи дисоціації карбонатної кислоти та води;  $[H^+]$  - концентрація іонів водню, г-іон/дм<sup>3</sup>;  $X_p$ ,  $Y_p$  - загальний вміст іонів кальцію, продуктів його гідролізу та дисоціації карбонатної кислоти в розчині;  $Z_p$ ,  $W_p$  - загальний вміст іонів магнію, продуктів його гідролізу та дисоціації карбонатної води в розчині;

Ефективність видалення кальцію та магнію в залежності від рівня рН та температури зображена на рис. 1 та 2.

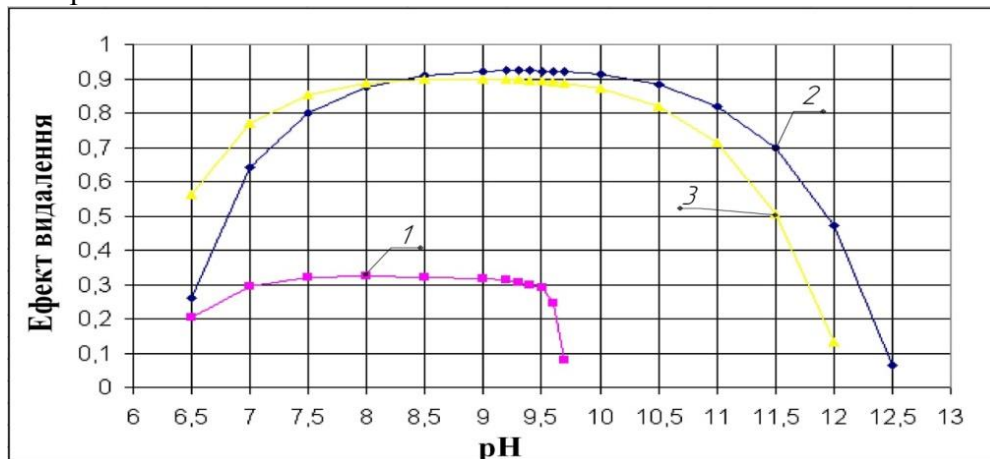


Рис. 1. Ефективність видалення кальцію в залежності від рівня рН та температури: 1 – 0 °C; 2 – 25 °C; 3 – 50 °C.

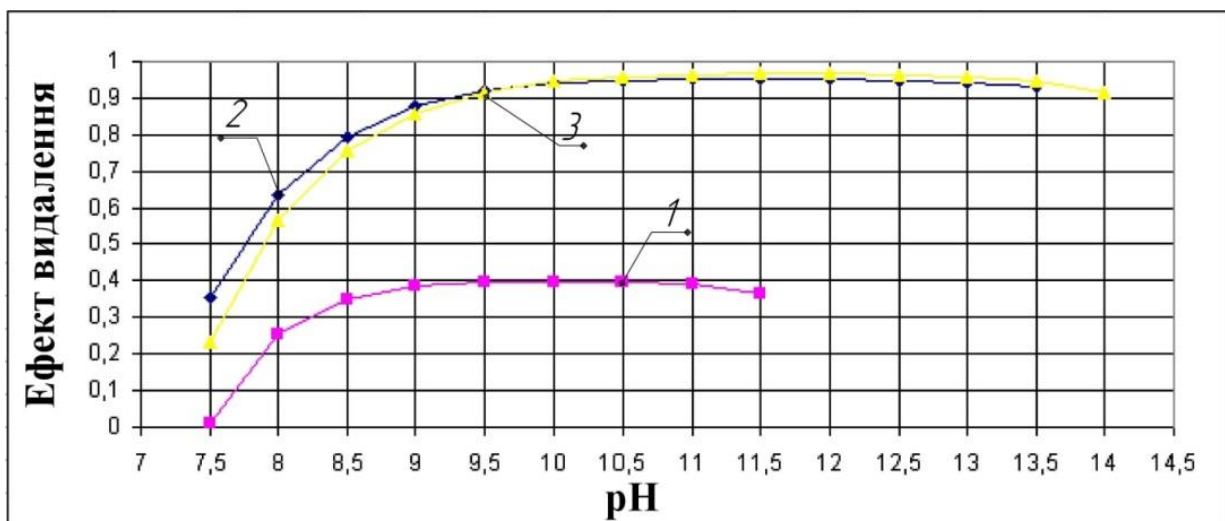


Рис. 2. Ефективність видалення магнію в залежності від рівня рН та температури: 1 – 0 °C; 2 – 25 °C; 3 – 50 °C.

З графіків зображених на рис. 1 та 2 можна зробити висновок, що найбільший ефект для видалення кальцію буде при рН 9,3 та температурі 25 °C, для магнію – рН 11,5 та температурі 25 °C, з різною інтенсивністю.

Використання пінополістирольних фільтрів із зростаючим шаром завислого осаду води з застосуванням методу вапнування дозволить:

- отримати пом'якшену воду з необхідною якістю;
- спростити існуючу технологічну схему пом'якшення води, виключивши з неї освітлювачі із завислим шаром осаду;

– спростити експлуатацію і зменшити експлуатаційні витрати споруд для пом'якшення води.

Даний метод є актуальним для промислового водопостачання, оскільки він запобігає утворенню відкладень на різних складових нагрівального обладнання - корпус теплообмінників, нагрівальні елементи, днища резервуарів, що може призвести до зниження ефективності та в деяких випадках до передчасного виходу з ладу. Метод може використовуватись для підготовки води в комунальному секторі економіки, атомній енергетиці, хімічному виробництві, виробництві добрив тощо.

#### **Література**

1. Орлов В. О. Пінополістирольні фільтри в технологічних схемах водопідготовки / В. О. Орлов, А. М. Зошук, С. Ю. Мартинов. – Рівне: РДТУ, 1999. – 143с.

2. Мартинов, С. Ю. Знезалізнення води н апінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 05.23.04 / С. Ю. Мартинов; Рівненський державний технічний університет. – Рівне, 2001. – 21 с.

3. Одуд Л. М. Застосування пінополістирольних фільтрів з зростаючим шаром завислого осаду для пом'якшення води / Л. М. Одуд // Збірник наукових статей. 14 Міжнародна науково-практична конференція “Ресурси природних вод Карпатського регіону”. Проблеми охорони та раціонального використання. – Львів. – 2015. – С. 75-78.

4. Кургаев, Е. Ф. Осветлители воды / Е. Ф. Кургаев – М.: Стройиздат, 1977. – 192 с.

5. Одуд Л. М. Застосування методу вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду для пом'якшення води / Л. М. Одуд // Науковий вісник будівництва. – 2015. – № 3 (81) . – С. 117-121.

6. Одуд Л. М. Дослідження можливості застосування пінополістирольних фільтрів із зростаючим шаром завислого осаду в технологічних схемах водопідготовки промислових підприємств / Л. М. Одуд, В. А. Ковальчук // Науковий вісник будівництва. – 2017. – №1 (87) . – С. 152-155.



## ІНТЕНСИФІКАЦІЯ БІОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ ВИДАЛЕННЯ СПОЛУК НІТРОГЕНУ З ВОДИ

*Петриченко А.І., Вембер В.В., Кійченко О.Ю.*

*Науковий керівник: Гомеля М.Д.*

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

*[Petali33@gmail.com](mailto:Petali33@gmail.com)*

На даний час однією з головних проблем в області очищення природних та стічних вод є видалення з них біогенних елементів – сполук нітрогену та фосфору, що викликають евтрофікацію водних об'єктів [1].

На сьогодні найдешевшим та екологічно доцільним вважається біологічний метод вилучення з води сполук нітрогену. Традиційні технологічні схеми вимагають участі двох мікробіологічних процесів – нітрифікації (окислення іонів амонію до нітрат-іонів) і денітрифікації (відновлення нітрат-іонів до газоподібного нітрогену). Дані процеси характеризуються протилежними вимогами по присутності у водному середовищі кисню, органічних сполук та багатьом іншим параметрам. Тому, необхідним є вивчення та оптимізація процесу вилучення сполук нітрогену з води при одночасному протіканні аеробно-анаеробного процесу нітрифікації та денітрифікації в одному і тому ж реакторі. Однак, такі процеси досить «примхливі» при їх практичному застосуванні [2].

Дослідження проводили у 3-х повторностях у періодичних стаціонарних біореакторах об'ємом 0,5-1,25 дм<sup>3</sup>. Проби для аналізу відбирали кожні 1-7 діб, контролюючи показники рН, температуру, концентрацію іонів амонію, нітрит- та нітрат- іонів. Для отримання накопичувальних культур бактерій-нітрифікаторів та денітрифікаторів використовували селективні середовища Виноградського та Гільтая [3].

В роботі досліджена можливість інтенсифікації процесів вилучення сполук амонію з води за умови проведення процесів нітрифікації та денітрифікації в межах одного реактору. Вивчено доцільність вилучення окремих фізіологічних груп мікроорганізмів та їхніх асоціацій з різних середовищ та екологічних зон та проведено порівняння різних матеріалів завантаження щодо їхнього впливу на ефективність вилучення мікроценозом біореактора іонів амонію з води. Було досліджено зміни в динаміці мікробних популяцій, що супроводжували процеси підвищення ефективності вилучення амонію з води.

В порядку зниження потенційних можливостей до вилучення сполук амонію, вивчені інокуляти можна розмістити в наступній послідовності: мікробний консорціум з гіполімніотичної зони озера > активний мул > ґрунтова мікрофлора > мікроорганізми, отримані методом культур накопичення нітри- та денітрифікаторів.

В результаті 3-місячної адаптації мікроценозу до підвищеного рівня іонів амонію зафіксовано зниження кількості видів мікроорганізмів у біореакторі вдвічі при збереженні відсотку анаеробної мікрофлори та збільшенні загального мікробного числа.

На формування біоплівки суттєво впливає геометрія та структура поверхні, на якій відбувається її нарощування. Встановлено, що найкращим завантаженням для аеробно-анаеробного біореактору є полістирольні блоки з додаванням глинистих мінералів.

### Література:

1. Айрапетян Т. С. Конспект лекцій з дисципліни «Спецкурс з очистки стічних вод» / Т. С. Айрапетян; Харк. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Х.: ХНУМГ, 2014. – 90 с.
2. Безкровна М. В. Очищення стічних вод від мінерального азоту в проточних біореакторах: Автореф. дис. канд. техн. наук: 21.06.01 / Безкровна Марина Вікторівна; Донецький національний університет. – Д., 2009. – 22 с.
3. Векірчик К.М. Практикум з мікробіології: Навч. посібник. – К.: Либідь, 2001. – 143 с.

## ПЛАЗМОХІМІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

*Петров С.В., Смирнов І.В.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут  
ім. Ігоря Сікорського», Україна, м.Київ, svp\_plazer@i.ua*

В останні роки спостерігається прогрес переходу плазмового розряду у водному середовищі від досліджень до практичного застосування в різних сферах життєдіяльності: природоохоронній, технічній, медицині, в сільському господарстві тощо. Особливий інтерес уявляє обробка водних розчинів в тандемі з галузями, що швидко розвиваються, це текстильна промисловість, атомна індустрія, промислове тваринництво та ін. В цьому зв'язку пропонується нова технологія, так звана «холодна плазма», для очищення і знезараження води на основі комплексного використання впливаючих фізичних факторів ініційованих імпульсним електричним розрядом, а саме: прискорених електронів, ультрафіолетового випромінювання, хімічно активних частинок, ударних і акустичних хвиль, кавітації та струменевих течій. Дана технологія ефективно вирішує проблеми там, де традиційні методи очищення і знешкодження виявляються неефективними і дорогими, наприклад, де синтезуються різні види стійких органічних забруднювачів, шкідливих речовин, радіонуклідів і т.п.

Електричний розряд у водному розчині на основі використання високовольтних імпульсів генерує різні високоактивні частинки, такі як  $H^+$ ,  $H_3O^+$ ,  $O^+$ ,  $H^-$ ,  $O^-$ , реакційні частинки  $OH_2$ ,  $O_2$ ,  $OH$  і молекули  $H_2$ ,  $O_3$ ,  $H_2O_2$ . При цьому, основними є коливально збудженні радикали  $OH$ , константа швидкості реакцій яких з органічними забруднювачами в мільйон разів вище, ніж озону. Створення промислового обладнання для плазмохімічної обробки водних розчинів з використанням імпульсного електричного розряду до рівня керованої технології спрямоване на необхідність підвищення ступеня очищення і зменшення енерговитрат. При розробленні нового обладнання важливо визначити кінцеву мету – плазма створить унікальні аспекти або підвищить ефективність процесів в порівнянні з існуючими. Технологія обробки водних розчинів з використанням прямого підводного електричного розряду є інноваційною, яка забезпечить якісне зростання ефективності процесів очищення, затребуваних ринком.

*Метою* роботи є науково-технічне обґрунтування побудови системи плазмохімічної обробки водних розчинів з перспективою масштабування на велику продуктивність.

Розробка плазмохімічних реакторів для цих цілей вимагає детального опрацювання модельних уявлень про природу впливу розряду на розчин, будови основної реакційної зони, співвідношення вкладів плазмових і рідкофазних реакцій. Нерівноважна плазма генерується пульсуючим електричним розрядом, в якому тривалість імпульсу зазвичай становить від кілька сотень наносекунд до десятків міросекунд. В такому пульсуючому розряді газова температура набагато нижче електронної температури (1–10 eV), оскільки тривалість розрядного імпульсу набагато коротша, ніж час передачі тепла від електронів до молекул. Таким чином, імпульсний розряд може генерувати високо реакційну плазму з низьким енергоспоживанням, оскільки енергія, яка підводиться в основному використовується на утворення радикалів, іонів та збуджених частинок з незначними втратами на розширення каналу і нагрів рідини.

Пульсуючий внесок енергії дозволяє обмежити термічні ефекти, отже призводить до підвищення енергетичної ефективності. Грунтуючись на природних процесах спільної дії природних окиснювачів (озону, атомарного кисню, радикалів  $OH$  та інших активних частинок) і УФ-випромінювання, що генеруються в дисперсному водному потоці імпульсним електричним розрядом, створений зразок установки, націлений на широкомасштабне використання. Даний комплекс, виконаний в модульному виконанні, легко вбудовується в системи обробки водних розчинів для очищення від важких металів, радіонуклідів, солей жорсткості, дезінфекції тощо.

## ВПЛИВ ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУТКУ НА АКВАЛЬНІ ЛАНДШАФТИ В АРИДНОМУ ЛІТОГЕНЕЗИ УКРАЇНИ

*Петрова Л.О.*

*Інститут геохімії, мінералогії та утворення ім. Н.П. Семененка НАН України,  
м.Київ, Україна troynda775@yandex.ua diamant775p@gmail.com*

В районах вуглевидобувних та вуглепереробних робіт відбувається постійна зміна геохімічного стану ґрунтів та зони аерації. Це насамперед пов'язано зі зміною природних ландшафтів, внаслідок впливу відходів вуглепереробки на ландшафти, а також зі зміною їх геохімічних показників внаслідок додаткового надходження хімічних та мінеральних сполук ззовні.

Дослідження проведені у вугледобувному регіоні Донбасу показали значну динаміку процесів техногенезу а також були простежені закономірності, щодо впливу відходів вуглевидобутку на алювіальний водоносний горизонт в умовах аридного літогенезу сходу України.

Для деталізації робіт та впливу техногенезу на аквальні ландшафти, було вибрано одну з типових ділянок регіону, а саме басейн р. Лугань з притокою р. Лозова (для прокладення геохімічних профілів).

У басейні р.Лугань знаходиться сім збагачувальних фабрик. Сума стічних вод складає 207,8тис.см<sup>3</sup>/добу, мінералізація — 2,28-4,96г/л, сульфати — 460-906г/л, кількість відходів —13,15тис м<sup>3</sup>/добу. Відбувається швидке зростання мінералізації стічних вод у часі.

Дані стічні шахтні води характеризуються різким домінуванням міграції у вигляді істинних розчинів та органо-мінеральних комплексів над механічною. У складі завислих частинок знаходиться 2,5–6,6% карбонатів, серед яких СаСО<sub>3</sub> переважає (86,95%). У колоїдах осадків основну роль відіграє поглинання кальцію, натрію, вторинне значення має магній та метали.

*Супераквальні ландшафти.* Вміст Hg в суперквальних ландшафтах цієї частини ріки перевищує її природний фон в 6–18 раз. Срібло другий після ртуті елемент, який утворює в супераквальних ландшафтах масштабні техногенні аномалії. На вивчених профілях сформувалися техногенні аномалії срібла, які простежуються по всій ширині супераквальних ландшафтів, на решті профілів вони займають 40-60% ширини, яка досліджувалася. Концентрація Mn у всіх техногенних аномаліях досягає 1–3 значень ГДК, аномальні інтервали становлять 75-100% ширини площі заплави. Зафіксовані техногенні аномалії свинцю становлять 80–100% ширини супераквальних ландшафтів, у аквальних ландшафтах р.Лозова вони перевищують ГДК в 1–4рази. Аномалії Zn мають контрастність 3–9 природних фонів і розташовані поблизу русла. Техногенні аномалії Ва займають площу 60–100% ширини супераквальних ландшафтів. Центри геохімічних аномалій в основному розташовані в субаквальних ландшафтах.

Відносно слабо концентруються в субаквальних ландшафтах Cu, Sn, Tl Ge, Sc, Mo, P, на представлених геохімічних профілях видно, що техногенні аномалії даних елементів, порівняно з іншими характеризуються малими розмірами та низькою контрастністю (2-4 природних фонів).

*Форми знаходження важких металів (Hg, Ag, Zn, Pb, V, Mn, S, As, Sb,) у зоні аерації супераквальних ландшафтів.* Пройдено розрізи через заплаву р.Лозова біля якої знаходяться терикони шахт, відстань між розрізами 2,5км, також досліджувалися проби із поверхні відкладів вздовж профілів та проби відібрані із свердловин «Гіпроводхоз».

Результати лабораторних аналізів (спектральний метод) показали, що зовнішня границя аквальних ландшафтів є акумулятором металів та мікроелементів, тобто

малопотужним (до 1-2м) горизонтальним геохімічним бар'єром на шляху міграції Pb, Zn, As, Mn, Ag та ін..

Дослідження форм знаходження вищезгаданих металів проводилося за скороченою схемою раціонального хімічного аналізу з виділенням 5-ти групових форм: сольової ( $\Sigma$ рухомих форм); органо-мінеральної; зв'язаної з аморфними формами Fe, Al, Si, Mn; зв'язаної з кристалічними формами Fe та стійкої (нерозчинного залишку). Характер розподілу металів показав, що кількість рухомих форм в ґрунтах супераквальних ландшафтів у 2–2,5 рази менше чим на межі супераквальних та субаквальних ландшафтів, тобто на сорбційному та кислому геохімічному бар'єрі, що підтверджується зміною гранулометричного складу ґрунту — лучний дерновий → глинистий мул.

*Субаквальні ландшафти.*

*Hg* Накопичення Hg у донних відкладах у 80% відібраних проб перевищує її значення природного фону (0,03 мг/л) більше ніж в 10 раз, max концентрації 7 мг/кг (161 фон) – 3,3 ГДК. В цілому розподіл Hg нерівномірний, залежить від фізико-хімічних умов седиментації: а) вмісту хлоридів; б) кількості глинисто-мулистої фракції (сорбент Hg).

Зустрічаються ділянки де вміст Hg  $\leq$  природного фону.

*Ag* Характерною особливістю сучасних донних відкладів є високі концентрації в них срібла, які перевищують значення фону до 125 раз. (до 0,032 мг/кг). Фоновий вміст Ag спостерігається тільки у верхів'ї річки, а також в одиничних пробах в нижній її течії..

*Mn*. В субаквальних ландшафтах марганець розподіляється нерівномірно (320–2500 мг/кг) на всій ділянці водотоку, є тільки два інтервали де (370–410, 424–432) де він знаходиться в концентраціях близьких до фону, донні відклади решта частини суттєво збагачені Mn (до 35,7 фонів) і досягають 18 значень ГДК. Найбільші його концентрації зафіксовані в річних відкладах верхів'я ріки р. Лозова (р-н металургійного заводу) — до 12000 – 25000 мг/кг.

*Pb*. Викиди Pb в оточуючі ландшафти призвели до його суттєвого накопичення в субаквальних ландшафтах на всій протяжності площі досліджень. Pb аналогічно Zn утворює найбільші концентрації у верхів'ї водотоку (в районі впливу терикона) тут його вміст перевищує фон в 5–19 раз, досягаючи 12,5 ГДК.

*Ge* у донних відкладах сформував практично суцільний ореол, де його вміст в 1,5–3 рази більше природного фону, дані ореоли утворюють ланцюжки. Мо та Cu — накопичення їх у субаквальних ландшафтах відмічається по всій довжині, але аномалії відмічаються невеликими розмірами та слабкою контрастністю. Вміст Мо 2–2,5 раз більше природного фону, найбільші концентрації даних металів спостерігаються у нижніх відстійниках металургійного заводу, тут вміст Мо досягає 25 мг/кг — 15,6 геофонів, Cu — 320 мг/кг, що становить 12,8 геофонів. Накопичення Ni встановлено біля очисних споруд крупних заводів, тут його вміст сягає 250 мг/кг — 4,5 геофонів на решті частини субаквальних ландшафтів Ni приближається або рівний природному фону. По всій довжині водотоку Ni воді знаходиться у концентраціях 0,005 – 0,012 мг/л, що перевищує фон в 17–20 раз. Такі концентрації відповідають 0,5 – 1,2 ГДК для вод рибхозів, 0,05 – 0,12 ГДК для води технічного застосування. P в субаквальних ландшафтах особливо накопичується в нижній частині течії, тут він перевищує природний фон в 1,5–3 рази. Із-за низької чутливості методу As зафіксований лиш у 20% проб верхньої та середньої частини течії з концентрацією 60–150 мг/кг, дані концентрації більші природного фону в 12–30 раз, що відповідає 31,5–75 ГДК. Високий вміст As фіксується в районі металургійного заводу та свіжих териконів. Вміст S в донних відкладах встановлено по всій довжині водотоку, який в 14–21 раз перевищує природний фон. Найбільші концентрації S — 1,7 – 1,77%.

Підвищений вміст хлоридів спостерігається на переважній більшості водотоку — 142,2 – 395,5 мг/л, у деяких пробах він досягає концентрацій 0,8 – 1,2 ГДК, це пов'язано з надходженням високомінералізованих стічних та скидних шахтних вод.

*Форми знаходження важких металів у субаквальних ландшафтах.* Випадіння в осад та збагачення донних відкладів важкими металами залежить від фізико-хімічних умов середовища седиментогенезу (перш за все рН), об'єму техногенних надходжень, швидкості руху водної маси, яка в свою чергу залежить від глибини та ширини русла та заплави (в період паводку), а також від фізико-хімічних властивостей хімічних елементів — міграційної властивості, здатності утворювати різні сполуки, сорбуватися тощо. У зв'язку з цим хімічні елементи у донних відкладах можуть знаходитися в різних формах — сорбованій, мінеральній, водорозчинній та інших.

*Поверхневій воді.* На переважній більшості водотоку спостерігається підвищений вміст хлоридів — 142,2–395,5мг/л, у деяких пробах він досягає концентрацій 0,8–1,2 ГДК. Внаслідок низької чутливості методу Pb, As, Mn Cd встановлені лиш в окремих пробах води в концентраціях, які перевищують природний фон в 2,8–3,5 рази, до того-ж у воді практично відсутні іони  $Pb^{2+}$ ,  $Mn^{4+}$ ,  $As^{2+}$ , а Cd мало зустрічається у воді, лиш в одиничних пробах 0,0084мг/л, що рівно 84 природних фони, 8,4 ГДК для питної води і 1,7 для технічної. Вміст Zn у воді розподіляється по річці рівномірно — 0,065–0,08мг/л, в 3,25–4 рази перевищує фон. По всій довжині водотоку Ni в воді знаходиться у концентраціях 0,005–0,012мг/л, що перевищує фон в 17–20 раз. Такі концентрації відповідають 0,5–1,2 ГДК для вод рибхозів, 0,05–0,12 ГДК для води технічного застосування.

Проведені дослідження показали, що елювіальні ландшафти мають 8 геохімічних бар'єрів, а аквальні – 7, - відсутній карбонатний (D)[1], тобто при значному техногенному навантаженні вони є геохімічними вікнами в алювіальний водоносний горизонт, що і підтверджується режимними свердловинами, в яких у воді іноді фіксуються – Mn, Cu, Zn, Ag, Pb, Sr.

Висновки. 1). Співвідношення хімічних елементів та їх сполук у донних відкладах р.Лозова з природним фоном дозволило класифікувати їх на 2-і групи:

I — хімічні елементи та їх сполуки, які надходять в навколишнє середовище внаслідок промислових викидів. Вони залежать від фізико-хімічних властивостей середовища та міграційних властивостей елементів і перерозподіляються у водній системі та накопичуються в донних відкладах. До даної групи належить 40 хімічних елементів та їх сполук, що свідчить про масштабність техногенезу.

II — до даної групи відносяться хімічні елементи та їх сполуки, які не викидаються в навколишнє середовище промисловими підприємствами. Їх вміст у донних відкладах, в основному нижче, або дорівнює природному фону. До них відносяться — хлориди, Te, Ta, Hf, Ce, Nb.

За ступенем накопичення важких металів у супераквальних ландшафтах даного регіону деякі хімічні елементи можна віднести до таких, які утворюють площові техногенні аномалії на всій ділянці водотоку і перевищують природний фон в 10-ки, 100-ні та більше разів — Pb, Zn, Ag, Mn, Ba, As, Hg, S, Ge, а також As, Sb.

2). При невеликому та середньому та помірно високому рівні техногенного навантаження ( $Z_{sp} \leq 100$ ) аквальні ландшафти спроможні саморегулювати баланс металів у поверхневій воді та обмежувати чи повністю припиняти їх міграцію у 1-й алювіальний горизонт.

Література.

1. Петрова Л.А. Барьерная система аридной зоны аэрации юго-востока Украины / Всероссийская научная конференция (с международным участием) "Геохимия ландшафтов", посвященная 100-летию со дня рождения выдающегося российского геохимика А.И. Перельмана. – Москва. 2016 г. – Доклады Всероссийской научной конференции, 18-20 октября – Москва 2016 г. С. 418-421. <http://media.geogr.msu.ru/Library/Perelmann100.pdf>

# ВПЛИВ СТОКІВ З КОМУНАЛЬНОЇ ОЧИСНОЇ СПОРУДИ НА СТРУКТУРУ АСАМБЛЕЇ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ (CILIATA)

В. Плящечник<sup>1</sup>, Т. Кузьміна<sup>2</sup>, Я. Данько<sup>3</sup>, Г. Лагуд<sup>4</sup>, Р. Бабко<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Ужгородський національний університет, Україна

<sup>2</sup> Сумський державний університет, Україна

<sup>3</sup> Сумський державний педагогічний університет ім. А.С.Макаренка, Україна

<sup>4</sup> Люблінська Політехніка, Польща

<sup>5</sup> Інститут зоології ім. І.І.Шмальгаузена НАН, Україна, e-mail: kuzmina\_tm@ukr.net

З другої половини 20 сторіччя суттєво збільшилось навантаження на природні водойми. Гідробіоценози річок і озер приймають різноманітні стоки: як розосереджені, так і локальні (точкові). Окрім стоків з різнотипних підприємств все більше значення набувають стоки з очисних споруд, кількість яких зростає з темпами урбанізації територій. З точкових джерел алохтонні субстанції, як правило, надходять перманентно, і з часом їхня дія може посилюватись, а не утилізовані залишки накопичуються у донних відкладах в річках нижче за течією і в озерах у зоні дії стоків. Кількість акумульованої алохтонної речовини, як і ефективність її утилізації, залежить від типу гідроекосистем, їхньої резистентності та локальних умов.

Контроль впливу негативних чинників на гідроекосистеми, оцінка їх резистентності і потенціалу до утилізації алохтонних надходжень є актуальними напрямками досліджень у галузі гідробіології. З точки зору контролю найбільш перспективними є організми, що мають максимальне різноманіття видів з різною толерантністю до широкого спектру негативних факторів. Серед гідробіонтів таким вимогам найбільш відповідають саме війчасті найпростіші, що за сучасними підрахунками мають більше 7000 видів, частина з яких адаптована навіть до стійких безкисневих умов.

Досліджували зміни у структурі асамблеї війчастих найпростіших (Ciliophora) і ефективність утилізації органічної речовини на ділянці р. Уж, що перебуває під впливом стічних вод з очисної споруди м. Ужгород. Було проаналізовано зміни в просторі основних екологічних факторів, що визначають інтенсивність внутрішньо-водоємних процесів.

Максимальний вміст кисню і мінімальна температура спостерігали на станції 2, що розташована вище впадіння стоку і репрезентує стандартні умови без впливу стічної води. При цьому стічна вода мала підвищену температуру, а вміст кисню не перевищував 3 мг/л. (рис 1).

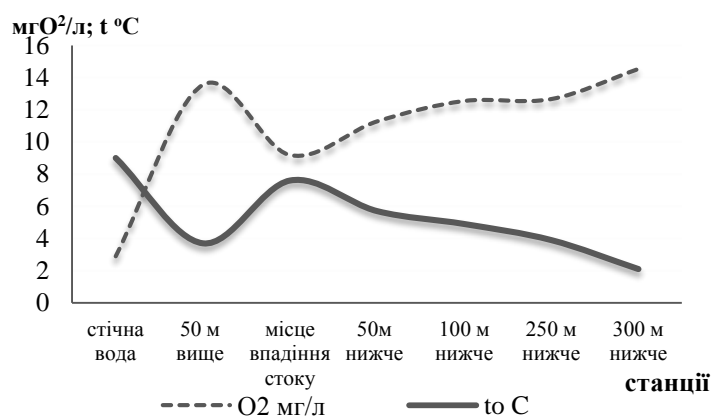


Рис. 1. Температура і вміст кисню в районі впливу стоків з очисної споруди на р. Уж.

Тенденції, які ми спостерігаємо нижче впадіння стоку свідчать про прямий вплив стоку на ситуацію нижче за течією. Стічна вода змішана з річковою, що надходить з вище розташованої ділянки, дає характерний підйом температури і зниження вмісту кисню.

На дослідженій ділянці та в очисній споруді було виявлено 26 видів вільчастих найпростіших. Практично усі види, що були виявлені на різних стадіях очищення у стоках очисної споруди, траплялись й у річці. Лише чотири види були представлені популяціями з значною рясністю – *Carchesium polypinum*, *Colpidium colpoda*, *Paramecium caudatum*, *Chilodonella uncinata*.

Максимальні зміни в структурі асамблеї найпростіших в умовах річки спостерігались на станції 50 м нижче впадіння стоку. Саме тут були максимальна рясність вільчастих найпростіших і максимальна кількість зареєстрованих видів (рис 2).

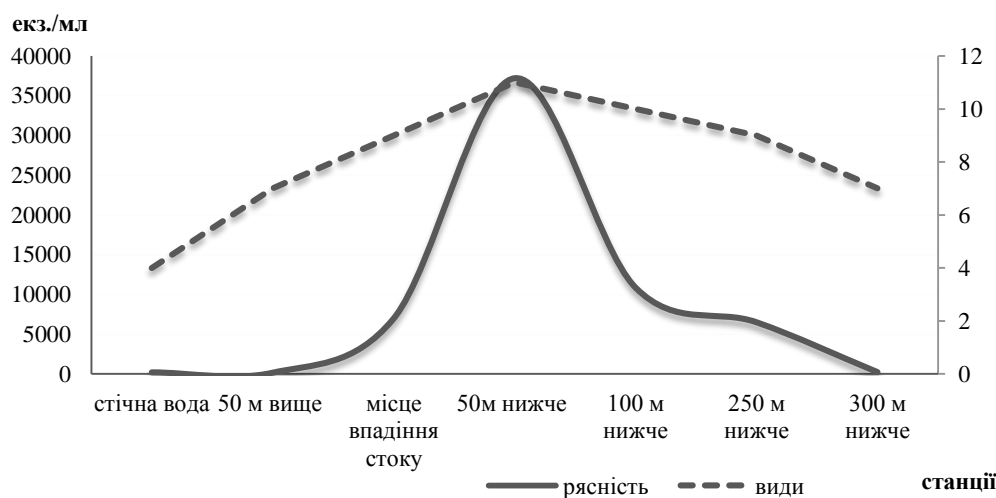


Рис. 2. Кількість видів і рясності вільчастих найпростіших в районі впливу стоку з очисної споруди на р. Уж.

Натомість, слідом за нормалізацією вмісту розчиненого кисню, структура асамблеї інфузорій демонструє поступове повернення до характеристик, притаманних річці на ділянці вище за місцем впадіння стоку.

Як показали дослідження, в зимовий період, коли інтенсивність процесів суттєво гальмується низькою температурою води, вплив очисної споруди нівелюється вже на відстані 300 м нижче впадіння стоку.

## ДО ТЕОРІЇ ФІЗИКО-ХІМІЧНОГО ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ТА ЇЇ ІНФОРМАЦІЙНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ

Поляков В.Л.<sup>1)</sup>, Мартинов С.Ю.<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Інститут гідромеханіки НАН України, Україна, м. Київ, e-mail: polyakov\_igm@list.ru

<sup>2)</sup> Національний університет водного господарства та природокористування, Україна, м. Рівне, e-mail: s.y.martynov@niwm.edu.ua

Часто підземні води в різних регіонах України мають понаднормову концентрацію заліза, що при їх використанні для питних потреб становить серйозну небезпеку здоров'ю населення. Останнім часом докладалися значні зусилля для практичного вирішення цієї проблеми. Зібраний фактичний матеріал, накопичений великий досвід знезалізнення на малих і промислових установках, проведені його ґрунтовні дослідження експериментальними і теоретичними методами, розроблені прості розрахункові методи. Разом з тим, є істотні недоробки і перш за все, ігнорувалися нелінійні ефекти, старіння осаду. Потрібно також відзначити обмеженість інформації про кількісні показники комплексу процесів, які сприяють зниженню вмісту заліза до нормативного рівня. Ключову роль в практиці знезалізнення води відіграють фізико-хімічні перетворення заліза, оскільки вони безпосередньо відповідають за його видалення.

Високу ступінь адекватності даних відносно вказаних перетворень, отриманих нами дослідним шляхом і за допомогою методів математичного моделювання, вдалося досягти завдяки спеціально підібраній формі їх кінетики. Найважливішою складовою нової моделі масопередачі для двох форм заліза в фільтрах різноманітної конструкції послужила наступна система кінетичних рівнянь

$$\frac{\partial S_i}{\partial t} = k_a \cdot C_i \cdot (S_{ma} - S_i) - K_d \cdot S_i, \quad (1)$$

$$\frac{\partial S_h}{\partial t} = k_h \cdot C_h \cdot (1 - S_h) + K_d \cdot S_i. \quad (2)$$

Тут  $S_{i,h}$  – масові (об'ємні) концентрації іммобілізованих закису і оксиду заліза в осаді;  $C_{i,h}$  – відповідно, їх концентрації у воді;  $k_{a,h}$  – приведені коефіцієнти швидкостей адсорбції двовалентного і сорбції тривалентного заліза;  $K_d$  – коефіцієнт швидкості окислення закису заліза;  $S_{ma}, S_{mh}$  – граничні концентрації обох іммобілізованих форм заліза.

Принципові особливості прийнятої кінетики полягають в наступному:

- відображена інтенсифікація видалення заліза з води під впливом утвореного осаду;
- передбачається безвідривне фільтрування, що підтвердилося власними експериментами;
- врахована обмеженість (ад)сорбційного ресурсу, що з часом веде до відчутного зниження інтенсивного адсорбційного і сорбційного процесів.

В результаті точного розв'язку системи рівнянь (1), (2) стосовно до вхідної поверхні завантаження з урахуванням граничних умов на ній:  $C_i = C_{i0}, C_h = C_{h0}$  отримана, зокрема, така залежність для концентрації осажденного гідроксиду

$$S_h(t) = S_{mh} + \frac{k_a \cdot K_d \cdot C_{i0} \cdot S_{ma}}{k_h \cdot C_{h0} \cdot (k_a \cdot C_{i0} + K_d)} + \left[ S_h^0 - S_{mh} - \frac{K_d}{k_h \cdot C_{h0} - k_a \cdot C_{i0} - K_d} \cdot \left( S_i^0 - \frac{k_a \cdot C_{i0} \cdot S_{ma}}{k_a \cdot C_{i0} + K_d} \right) - \frac{k_a \cdot K_d \cdot C_{i0} \cdot S_{ma}}{k_h \cdot C_{h0} \cdot (k_a \cdot C_{i0} + K_d)} \right] \cdot e^{-k_h \cdot C_{h0} \cdot t}, \quad (3)$$

де  $S_{i,h}^0$  – початкові значення концентрацій  $S_{i,h}$  у вхідному перерізі завантаження.



Спираючись на залежність (3) і її аналог для  $S_i(t)$ , виконаний аналіз експериментальних даних по динаміці осаду в елементі завантаження малих розмірів з використанням спеціальної програми, що дозволило підібрати значення кінетичних параметрів  $k_d$ ,  $k_h$ ,  $K_d$ ,  $S_{ma}$ ,  $S_{mh}$ . Зокрема, найкраща відповідність між дослідними і теоретичними даними спостерігалася при таких значеннях:  $k_h = (4,4 \pm 0,7) \cdot 10^{-3} \text{ м}^3/(\text{г} \cdot \text{год})$ ,  $K_d = (2,0 \pm 0,3) \cdot 10^{-2} \text{ год}^{-1}$ ,  $S_{mh} = 2500 \pm 380 \text{ кг/м}^3$  та в безрозмірних величинах  $\bar{k}_h = (4,8 \pm 0,8) \cdot 10^{-5}$ ,  $\bar{k}_d = (1,4 \pm 0,2) \cdot 10^{-4}$ ,  $\bar{S}_{mh} = 1,0 \pm 0,2$ . Обезрозмірнення виконувалося за наступними формулами

$$\bar{k}_d = \frac{n_0 \cdot L \cdot k_d}{V}; \bar{k}_h = \frac{C_0 \cdot n_0 \cdot L \cdot k_h}{V}; \bar{S}_{i,h} = \frac{S_{i,h}}{S_{mh}}, \quad (4)$$

де  $C_0$  – вхідна концентрація загального заліза в рідкій фазі,  $\text{г/м}^3$ ;  $n_0$  – початкова активна поруватість завантаження, дол.;  $L$  – висота шару завантаження, м;  $V$  – швидкість фільтрування, м/год.

Результати експериментальних досліджень залежності  $\bar{S}_{h0}$  від часу фільтрування та відповідні їм розрахункові з вищенаведеними значеннями коефіцієнтів проілюстровано на рис. 1. Середньоквадратичне відхилення експериментальних даних від розрахункових складає  $280 \text{ г/м}^3$ .

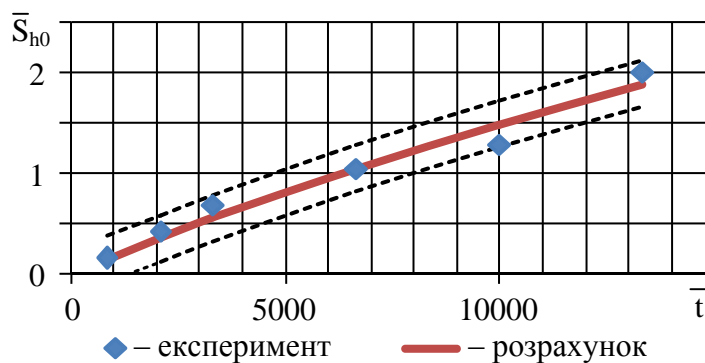


Рис. 1 Залежність  $\bar{S}_{h0} = f(\bar{t})$

Строгі залежності  $S_{h,i}(t)$  також послужили еталоном при оцінці похибок внаслідок застосування прийому динамічного осереднення шуканої характеристики, який особливо ефективний, якщо невідомі межі її зміни. Його суть полягає в тому, що шукана величина осереднюється за часом спеціальним чином, так що її залежність від нього частково зберігається, але при цьому істотно спрощуються операції з нею. Апробація методу виконувалася порівнянням точного і наближених розв'язків системи рівнянь (1) і (2) в безрозмірній формі, які одержані трьома різними способами. Його результати ілюструються на рис. 2, на якому зображені точні і наближені криві зміни з часом  $\bar{S}_{h0}$ , його середньої величини  $\bar{S}_{h0c}$ .

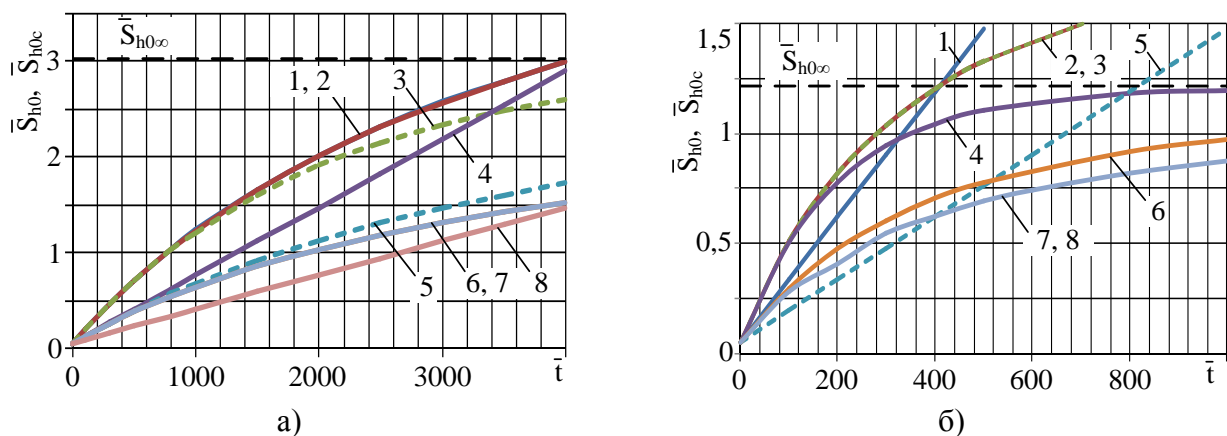


Рис. 2 Залежності  $\bar{S}_{h0} = f(\bar{t})$ ,  $\bar{S}_{h0c} = f(\bar{t})$

- а) 1-4 –  $\bar{S}_{h0}$ ; 5-8 –  $\bar{S}_{h0c}$ ; 1, 2, 4, 6-8 – приблизний розрахунок; 3, 5 – точний розрахунок; 1, 6 – I-й спосіб; 2, 7 – II-й спосіб; 4, 8 – III-й спосіб;  $\bar{k}_a = 10$ ,  $\bar{k}_h = 0,001$ ,  $\bar{k}_d = 0,001$ ,  $\bar{S}_{h\infty} = 2,996$ ,  $C_{i0} = C_{h0} = 0,5$ ,  $S_{i0}^0 = S_{h0}^0 = 0,05$ ,  $\bar{S}_{ma} = 1$ ;  
 б) 1-4 –  $\bar{S}_{h0}$ ; 5-8 –  $\bar{S}_{h0c}$ ; 1-3, 5, 7, 8 – приблизний розрахунок; 4, 6 – точний розрахунок; 2, 7 – I-й спосіб; 3, 5 – II-й спосіб; 1, 8 – III-й спосіб;  $\bar{k}_a = 10$ ,  $\bar{k}_h = 0,01$ ,  $\bar{k}_d = 0,001$ ,  $\bar{S}_{h\infty} = 1,2$ ,  $C_{i0} = C_{h0} = 0,5$ ,  $S_{i0}^0 = S_{h0}^0 = 0,05$ ,  $\bar{S}_{ma} = 1$

З'ясувалося, що обумовлені ним обчислювальні помилки, як правило, не перевищували кількох відсотків. Тому, зазначений прийом можна рекомендувати для вирішення складних прикладних задач. В рамках даної розробки він успішно застосовувався при розв'язанні спрощеної задачі адсорбції і трансформації заліза, як складової загальної задачі фізико-хімічного знезалізнення. У підсумку виведені формули для розрахунку кількості розчиненого і адсорбованого заліза, відштовхуючись від яких можна переходити до вивчення закономірностей поведінки осаду заліза. Сформульована відповідна математична задача, розв'язання якої стане основою для інженерного методу розрахунку характеристик знезалізнення і раціональних технологічних параметрів, в першу чергу, тривалості фільтроциклу  $t_f$ .

Для інформаційного забезпечення зазначеного методу проведені експериментальні дослідження фізичних властивостей осаду, причому, особлива увага приділялася його стійкості по відношенню до гідродинамічним впливів. Був виявлений специфічний характер підвищення міцності осаду з часом, що буде враховуватися при оптимізації роботи фільтрувальної установки і виборі тривалості  $t_f$ .

Одним з основних обмежень для технологічного процесу знезалізнення служить прискорене зростання витрат механічної енергії на підтримання необхідної продуктивності фільтра, що забруднюється. Причиною цього є інтенсивне накопичення осаду, який складається переважно із зв'язаної води. Тому, ще однією важливою метою експериментів стало встановлення складу осаду, в залежності від умов фільтрування, його визначальної для моделювання гідродинамічного процесу характеристики – співвідношення між вмістом загального осаду і вмістом в ньому гідроксиду. Прямим наслідком прогресуючого скорочення порового простору є ще один нелінійний ефект, а саме, різке зниження пропускної здатності шару завантаження. В якості міри такого зниження виправдано використовувати поточний коефіцієнт фільтрації  $k$ . Дослідна залежність, яка достовірно описує закономірне зменшення  $k$  зі збільшенням об'єму осаду, представлена на рис. 3. При цьому, середньоквадратичне відхилення експериментальних даних від розрахункових складає 4,7 м/год. Відхилення розрахункової кривої від крайньої правої експериментальної точки пов'язано з досить тривалим фільтруванням і можливим накопиченням заліза у

вхідному перерізі завантаження (плівковим фільтруванням) і, відповідно, збільшеною кількістю експериментально визначеного заліза в завантаженні.

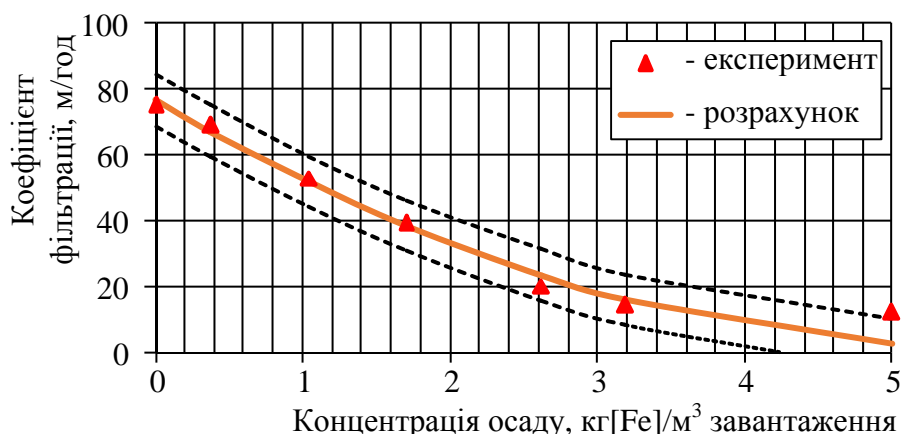


Рис. 3 Залежність коефіцієнта фільтрації від кількості осаду в завантаженні

УДК 620.92

## АНАЕРОБНЕ ЗБРОДЖУВАННЯ ВИСОКОКОНЦЕНТРОВАНИХ СТИЧНИХ ВОД СПИРТЗАВОДУ З ОТРИМАННЯМ БІОГАЗУ

*Потапова М.В., Голуб Н.Б.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, e-mail: [maryana.potapova2@gmail.com](mailto:maryana.potapova2@gmail.com)*

При виробництві спирту утворюється велика кількість висококонцентрованих (післяспиртова барда – ПСБ) та виробничих стічних вод (СВ). На 1 л спирту загальна витрата води складає 17-18 л та утворюється 10-20 л ПСБ [1]. За рахунок високих значень ХСК (50,3 г/л для ПСБ та 1,1 г/л для виробничих СВ) та БСК (26,1 г/л для ПСБ та 0,6 г/л для виробничих СВ), кольору та запаху, розміщення ПСБ в повному обсязі на полях фільтрації та скид виробничої СВ у водойми призводить до значного забруднення навколишнього середовища. Тому видалення забруднюючих речовин із стічних вод спиртзаводів стає все більш важливим з екологічної точки зору [**Ошибка! Источник ссылки не найден.**]. Значення рН ПСБ на виході дорівнює 5 і в процесі зберігання протягом двох діб знижується до 3, що унеможливує очищення води анаеробному процесі з одночасним одержанням біогазу. Тому визначення умов за яких можливо проводити очищення післяспиртової барди є актуальною проблемою сьогодення.

Сьогодні відомо багато різних технологій утилізації ПСБ: аеробна та анаеробна переробка, фізико-хімічне осадження, технології з сепаруванням та фільтрацією, технології з випарними станціями з отриманням сухої барди, комбіновані технології та ін. [3].

В зв'язку з високим темпом розвитку відновлюваної енергетики та з точки зору енергоефективності та ресурсоспоживання, анаеробна переробка барди з отриманням біогазу є досить перспективним методом очищення стічних вод спиртового виробництва [4].

Основними проблемами використання барди в чистому вигляді для анаеробного очищення є її висока кислотність та невідповідність співвідношення C:N, що призводить до зниження продуктивності метаногенезу чи повному інгібуванні процесу.

Для вирішення проблеми закисання барди пропонують використовувати частину збродженої біомаси або коров'ячий гній. Але значення рН, яке необхідно для проведення процесу метаногенезу (6,5 – 7,5), підтримується за використання хімічних реагентів. Ще одним мінусом даних технологій є необхідність додавання до субстрату додаткових джерел фосфору.

Метою роботи є визначення раціонального співвідношення косубстрату для процесу анаеробного зброджування стічних вод спиртзаводу з отриманням біогазу.

Останні публікації показують, що одним з перспективних методів анаеробного зброджування барди є її зброджування з відходами тваринницьких та птахоферм. В Україні, з точки зору косубстрату для анаеробного зброджування барди, найдоцільніше використовувати послід птахів, так як серед тваринницьких відходів він має найбільший обсяг.

Було доведено, що проблема закисання субстрату при сумісному зброджуванні пташиного посліду та ПСБ, вирішується за рахунок кислотності одного субстрату та лужності іншого. При використанні посліду в якості косубстрату для анаеробного зброджування барди також вирішується проблема дисбалансу поживних речовин. Послід характеризується високим вмістом білка, який є джерелом N (1,86% загального азоту на сиру речовину), являється ідеальним другим компонентом для барди (80-90% сухих речовин ПСБ складає органічний карбон) для досягнення необхідного співвідношення C:N.

Для визначення співвідношенням ПСБ/послід за сухою органічною речовиною (COP) для максимального виходу біогазу та очищення стічної води спиртзаводу досліджували такі композиції: 1:3,4; 1:1,7; 1:1,5; 1:1,1. Вміст сухої речовини в ферментері складав 10%, що досягалось шляхом розведення сумішей субстратів виробничою стічною водою спиртзаводу. Очищення стічної води в анаеробному процесі проводили при температурі  $37 \pm 1^{\circ} \text{C}$ . рН проб становило  $7,3 \pm 0,3$ .

Встановлено, що для очищення висококонцентрованої стічної води спиртзаводу з одночасним одержанням біогазу раціональним співвідношенням за сухою органічною речовиною ПСБ/послід є 1:1,7. За таких умов вихід біогазу складає  $265 \text{ cm}^3/\text{г COP}$  з вмістом метану  $70 \pm 2\%$ , видалення ХСК відбувається на 75%.

1. Kararaju P. Optimization of biogas production from wheat straw stillage in UASB reactor / P. Kararaju, M. Serrano, I. Angelidaki // *Applied Energy*. – 2010. – № 87. – С. 3779–3783.
2. Pant D. Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review / D. Pant, A. Adholeya // *Bioresource Technology*. – 2007. – №98. – С. 2321–2334.
3. Дыганова Р.Я. Разработка методики выбора технологий переработки отходов спиртовой промышленности как инструмента экологического менеджмента / Р.Я. Дыганова, Ю.С. Беляева // *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. – 2014. – Т.16, №4(2). – С. 1728–1736.
4. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion / Ch. Mao, Y. Feng, X. Wang [and others] // *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. – 2015. – №45. – С. 540–555.

## СУЧАСНІ ЕКОТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ КОМПРЕСОРНОЇ ТЕХНІКИ

*Прокоф'єва Г.М., Сударушкіна Т.В., Матвєєва К.М.*

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

*03056, м. Київ, просп. Перемоги, 37, корпус 4*

Рациональне використання топливно-енергетичних, сировинних ресурсів, яке пов'язане з одночасним рішенням екологічних питань відноситься до глобальних проблем розвитку сучасних технологій в багатьох галузях промисловості. У рішенні цих задач провідна роль належить впровадженню безвідходних та маловідходних виробництв, ефективність яких залежить від чистоти елементів обладнання.

Забруднення на зовнішній та внутрішній поверхнях обладнання умовно ділиться на експлуатаційні, технологічні, а також залишки від мийних засобів лакофарбних матеріалів, нафтових домішок. Критичний аналіз існуючих способів очищення технологічного обладнання свідчить про ряд переваг фізико-хімічного способу з використанням технічних мийних засобів (ТМЗ), які є багатокомпонентними сумішами хімічних речовин, що виконують певні функції у складному механізмі очищення. Мийні засоби характеризуються комплексом властивостей, які необхідні для забезпечення вимог технологій виробництва та охорони навколишнього середовища.

Властивості ТМЗ значною мірою визначаються властивостями речовин, які входять до складу технічних мийних засобів: знежирювальні, емульгуючі, диспергуючі, протикорозійні, стабілізуючі, антиоксидантні, антифризні та інші. Це дозволяє вивести зруйновані забруднення із зони промивки, що запобігає значним втратам потужності обладнання, збільшенню енерговитрат, але приводить до зростання довговічності його використання. В якості антикорозійних інгредієнтів широко використовують фосфати та інші фосфоровмісні інгредієнти, які сприяють зниженню жорсткості води та підвищенню ефективності очищення. Однак фосфати в ТМЗ можуть сприяти розвитку небезпечних змін у водному середовищі при потраплянні в нього їх з промивними водами, що сприяє антропогенному та техногенному навантаженню навколишнього середовища.

Отже, розробка ефективних безфосфатних технічних мийних засобів відноситься до актуальних. Нами розглянута можливість заміни фосфатів полімерними неіоногенними поверхнево-активними речовинами (ПАР) поліфункційної дії та активних допоміжних добавок. В якості ПАР досліджені ефіри гідроксоетилцелюлози з різною довжиною вуглеводневого ланцюга (Vertocolle), (В 01, В 03, В 04, В 05, В 10).

Дослідження в системах компонентів «забруднення-інгредієнт ТМЗ» проводились сучасними фізико-хімічними методами: спектрофотометрія, ІЧ, ЯМР, маспектроскопія, скануюча електронна мікроскопія, електронний парамагнітний резонанс та метод поляризаційного опору.

Спектрофотометричними дослідженнями систем Fe (III) – (В 01-В 10) встановлено концентраційні та кислотно-лужні умови утворення простих та складних водорозчинних комплексних сполук, які перешкоджають процесам ресорбції на поверхнях, що очищуються. Встановлено, що виникає можливість відділення забруднень від елементів обладнання з низьким вмістом інгредієнтів ТМЗ і повторного використання ТМЗ у циклічній схемі промивки.

Проведені порівняльні дослідження ефективності розробленого нами ТМЗ з закордонними аналогами показали, що розроблений ТМЗ більш ефективно впливає на забруднення при низьких вмістах діючої речовини.

Розроблена схема екотехнології для очищення обладнання з позитивним результатом випробована у промисловості при очищенні елементів газотурбінних установок.

# БАГАТОКОНТУРНІСТЬ РЕЦИРКУЛЯЦІЇ МУЛОВОЇ СУМІШІ ПРИ РЕНОВАЦІЇ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В АЕРОТЕНКАХ

Россінський В. М.

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

З метою глибокого очищення міських стічних вод рекомендується застосовувати технології біологічного очищення шляхом обробки стічних вод в аноксидних та аеробних умовах [1].

Для зменшення капітальних витрат на реконструкцію споруд біологічного очищення стічних вод, уникнення потреби в додаткових корисних об'ємах споруд, заходи з реновації технології біологічного очищення міських стічних вод можна провадити використовуючи корисні об'єми діючих аеротенків шляхом технологічного виокремлення в коридорах аеротенка зон денітрифікації та інтенсивного окиснення органічних забруднень-нітрифікації.

Інтенсифікації окиснення органічних забруднюючих речовин, початку нітрифікації при послідовній обробці стічних вод в аноксидних та аеробних біореакторах із зваженим біоценозом сприяє збільшення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші [2,3].

Відкритою науковою проблемою при реновації технології біологічного очищення стічних вод в діючих аеротенках шляхом реалізації послідовної обробки стічних вод в аноксидних і аеробних умовах є встановлення закономірності зміни концентрації забруднюючих домішок в муловій суміші від характеру багатоконтурної рециркуляції мулової суміші.

Характер багатоконтурної рециркуляції мулової суміші визначається індивідуально для кожного типу, конструкції аеротенка та залежить від кількості внутрішньорециркуляційних потоків мулової суміші в аеротенку, кінетики окиснення та відновлення забруднюючих домішок мікроорганізмами активного мулу, об'ємно-планувальних рішень діючих аеротенків, фізико-хімічних показників стічної води.

Наприклад, для трикоридорного аеротенка при реновації технології біологічного очищення стічних вод шляхом послідовної їх обробки в аноксидних і аеробних умовах, максимальне число внутрішньорециркуляційних потоків не перевищує 3 (рис. 1).

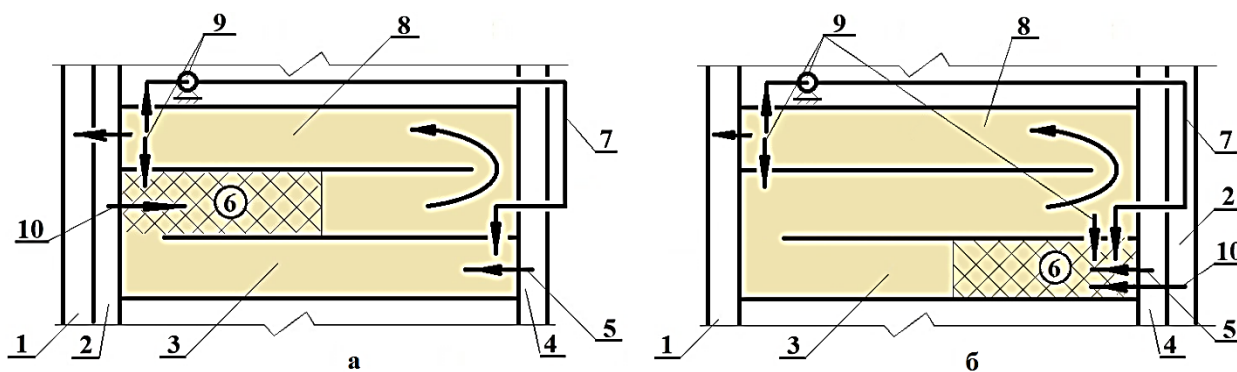


Рис. 1. Схема організації внутрішньорециркуляційних потоків мулової суміші при реновації технології очищення в трикоридорному аеротенку з (а) та без (б) регенератора : 1 – канал відведення мулової суміші; 2 – розподільчий лоток стічних вод; 3 – зона окиснення органічних забруднень та нітрифікації; 4 – розподільчий лоток активного мулу; 5 – впуск активного мулу; 6 – зона денітрифікації; 7 – трубовід рециркуляції мулової суміші; 8 – зона інтенсивного окиснення органічних забруднень та нітрифікації; 9 – рециркуляційний насос; 10 – впуск стічних вод в зону денітрифікації.

Базуючись на конструктивному виконанні типових аеротенків коридорного типу, враховуючи початкову умову виділення корисного об'єму аеротенка для регенератора, максимальну кількість та можливі варіанти внутрішньорециркуляційних потоків мулової суміші можна представити графом (рис. 2).

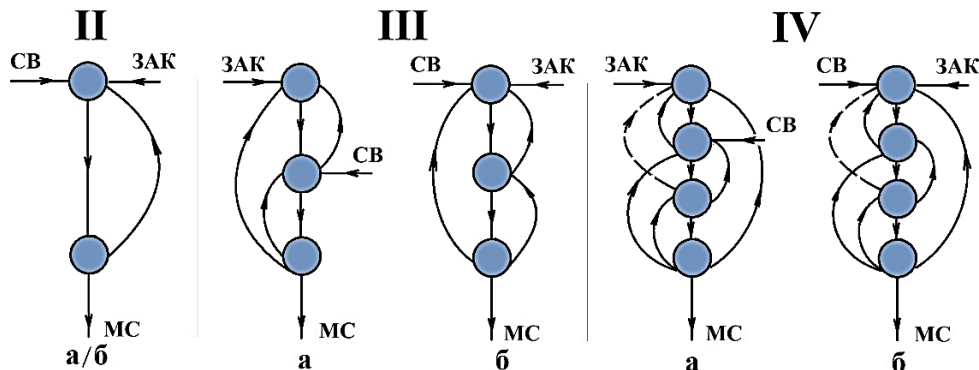


Рис. 2. Граф внутрішньорециркуляційних потоків мулової суміші при реновації технології біологічного очищення стічних вод в аеротенку

(II – двокоридорному; III – трикоридорному; IV – чотирьокоридорному) з (а) та без (б) регенератора : СВ – подача стічних вод на біологічне очищення; ЗАК – подача зворотного активного мулу; МС – відведення мулової суміші з аеротенка.

Ортогональними ребрами до вершин графа (числа коридорів) позначено подачу зворотного активного мулу, стічних вод на очищення, відведення мулової суміші з аеротенка, а дуговими ребрами – внутрішньорециркуляційні потоки мулової суміші.

Максимально можливу кількість внутрішньорециркуляційних потоків в аеротенку ( $n$ ), залежно від кількості коридорів, можна визначити

$$\begin{cases} n = \sum_{n_k=2}^N \left( N^2 \cdot \left[ \frac{n_{k+N} - 1}{N} \right] \right) \\ N = n_k - 1 \end{cases} \quad (1)$$

де  $n_k$  – кількість коридорів аеротенка, шт.

Кількість внутрішньорециркуляційних потоків мулової суміші є важливим технологічним параметром, який визначає багатоконтурність рециркуляції мулової суміші в аеротенку, та є визначальним при обґрунтуванні реновації технології послідовної обробки стічних вод в аноксидних та аеробних умовах в корисних об'ємах діючих аеротенків, зниженні пікових навантажень на активний мул за розчиненими органічними речовинами, зниженні концентрації токсичних домішок, що надходять на біологічне очищення зі стічними водами, урівноваженні лінійної швидкості руху мулової суміші та градієнта концентрації активного мулу в коридорах та аеротенку в цілому, оцінці ступеня видалення розчинених забруднюючих домішок зі стічних вод.

1. ДБН В.2.5–75:2013 "Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування". К. : Мінрегіонбуд, 2013. 210 с.
2. Россінський В. М. Оцінка швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в біореакторах від ступеня біодеструкції синтетичних детергентів // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : Збірник наук. праць. Випуск 3(75), НУВГП, Рівне. 2016. С. 148–154.
3. Россінський В. М. Вплив внутрішньої рециркуляції мулової суміші на ефективність симультанного видалення сполук азоту зі стічних вод // Матеріали Одинадцятого Міжнародного конгресу і Технічної виставки «ЕТЕВК-2017» (Екологія, технологія, економіка, водопостачання, каналізація), 12-16 червня 2017 року, м. Чорноморськ, Одеської області. ДП "Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства" : ТОВ "Прайм-прінт". С. 130–134.

## ВИЛУЧЕННЯ ЙОДУ ІЗ СТИЧНИХ ВОД АДСОРБЦІЙНИМ МЕТОДОМ

Руденко В.Г., Ткачук О.О.

Науковий керівник: к.х.н., доц. Іваненко І. М.

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

[irinaivanenko@hotmail.com](mailto:irinaivanenko@hotmail.com)

Йод дуже поширений в природі. У незначних кількостях він знаходиться всюди: в морській воді, земній корі, рослинних і тваринних організмах. Сполуки йоду містяться в деяких стічних водах хімічної і фармацевтичної промисловості. У природних водах йод міститься переважно у вигляді йодидів. Йод відноситься до найважливіших біогенних елементів, що необхідний для нормального функціонування організму людини, проте в підвищених концентраціях він призводить до різних захворювань. У природних водах і в процесі водопідготовки вміст йоду може коливатися в межах від 0,005 до 1 мг/дм<sup>3</sup>. У зв'язку з цим особливої актуальності набуває контроль йоду у воді на рівні гігієнічного нормативу.

Метою представленої роботи було порівняння адсорбційної здатності по відношенню до йоду промислового активного вугілля двох марок: кісточкового активного вугілля (КАВ) виробництва України та Filtrasorb 400 (F 400) виробництва Calgon Carbon Corp. Дослідження їх адсорбційної активності проводили статичним методом з використанням 0,1 м розчину йоду, до 100 см<sup>3</sup> якого додавали 0,1 г досліджуваних зразків. Концентрацію вихідних і рівноважних розчинів визначали за результатами титрування 0,1 м тіосульфатом натрію. Результати цього дослідження представлені на Рисунку 1.

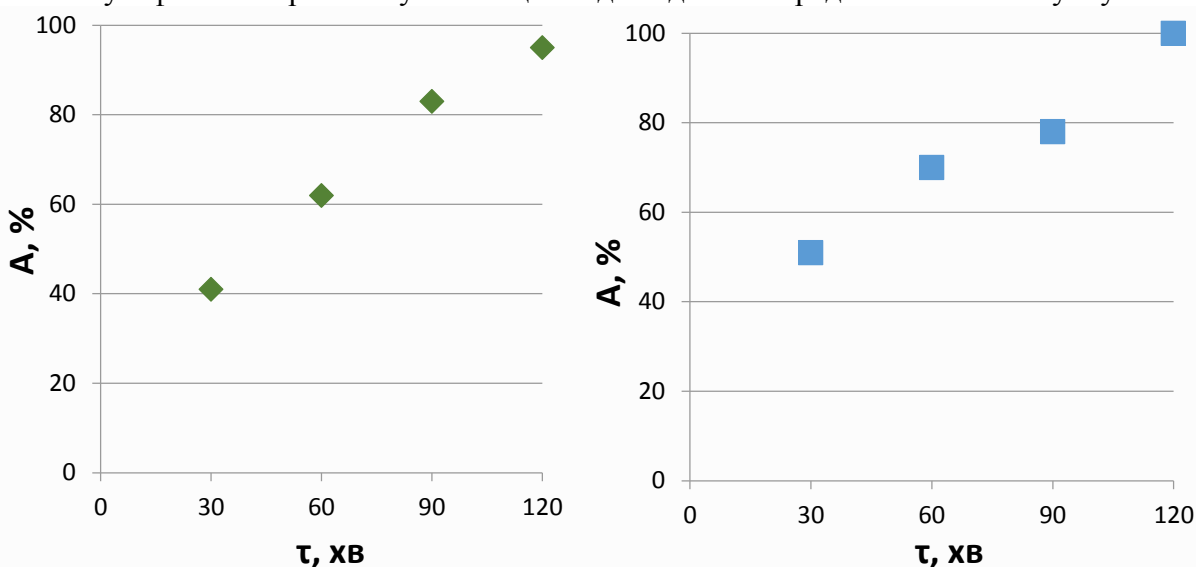


Рисунок 1 – Питома адсорбція йоду активним вугіллям марок: 1 – КАВ та 2 – F 400.

З рисунка видно, що активне вугілля обох марок проявляють високу адсорбційну активність по відношенню до йоду. Після півгодини контакту вугілля КАВ адсорбує 42 %, а F 400 – 52 % йоду з розчинів. Максимально досягнутій ступінь вилучення йоду вугіллям КАВ становить 95 %, а F 400 – 99 % після двох годин контакту із розчином.

Таким чином, отримані експериментальні результати свідчать про перспективність застосування активного вугілля марок КАВ та F 400 в процесах адсорбційного вилучення йоду як з природних, так і промислових стічних вод. Перспективою представленого дослідження буде модифікування поверхні представленого активного вугілля з метою підвищення його адсорбційної активності по відношенню до йоду в суміші з іншими забрудниками.



## ВИКОРИСТАННЯ ГІДРОМЕХАНІЧНОЇ СИСТЕМИ АЕРАЦІЇ ДЛЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

*Саблій Л. А.<sup>1</sup>, д.т.н., професор; Ободович О. М.<sup>2</sup>, д.т.н., с.н.с; Сидоренко В. В.<sup>2</sup>, к.т.н.;  
Кононцев С. В.<sup>1</sup>, докторант,  
Коренчук М. С.<sup>1</sup>, аспірант*

<sup>1</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», м. Київ

<sup>2</sup>Інститут технічної теплофізики НАН України, м. Київ

**В процесі біологічного** очищення в аеротенках широко застосовують пневматичні системи аерації, які забезпечують достатні концентрації розчиненого кисню у муловій суміші та її перемішування але потребують значних витрат електроенергії. Пошук низьковитратних способів насичення мулової суміші киснем повітря залишається актуальною проблемою [1]. Одним із таких способів є використання гідромеханічних систем аерації. Відомо, що такі системи аерації мають менші питомі енерговитрати порівняно з більш широко використовуваними пневматичними системами [2].

Метою дослідження є перевірка можливості використання нової конструкції аератора-окиснювача і визначення раціональних параметрів його роботи для забезпечення м'яких умов перемішування та розчинення кисню, при яких не відбуватиметься порушення стану активного мулу і буде забезпечено ефективне біологічне очищення стічної води.

**Дослідження проводили** на базі дослідної аераційно-окиснювальної установки роторного типу в Інституті технічної теплофізики НАНУ. Схему установки представлено на рис. 1. Насичення киснем і перемішування відбувається в аераторі-окиснювачі.

Дослідження активного мулу проводили за допомогою тринокулярного мікроскопа марки XSP-139TP Ulab.

Активний мул для досліджень був відібраний з мулової камери після вторинних відстійників Бортницької станції аерації м. Києва. В обох зразках мул є помірно-навантаженим, нитчасті бактерії відсутні, наявні інфузорії родів: *Paramecium*, *Vorticella*, *Epistylis*, *Euplotes*; коловертки родів: *Habrotrocha*, *Epiphyses*, *Rotaria*, *Pleurotrocha*. Концентрація активного мулу становить 8,75 г/дм<sup>3</sup>. Доза мулу за об'ємом – 880 см<sup>3</sup>/дм<sup>3</sup>. Муловий індекс - 110 см<sup>3</sup>/г. В усіх дослідах використовували стічну воду, відібрану після первинних відстійників Бортницької станції аерації [2].

Для якісної оцінки забруднення стічної води органічними речовинами застосовували стандартну методику визначення хімічного споживання кисню протягом 2 годин – ХСК.

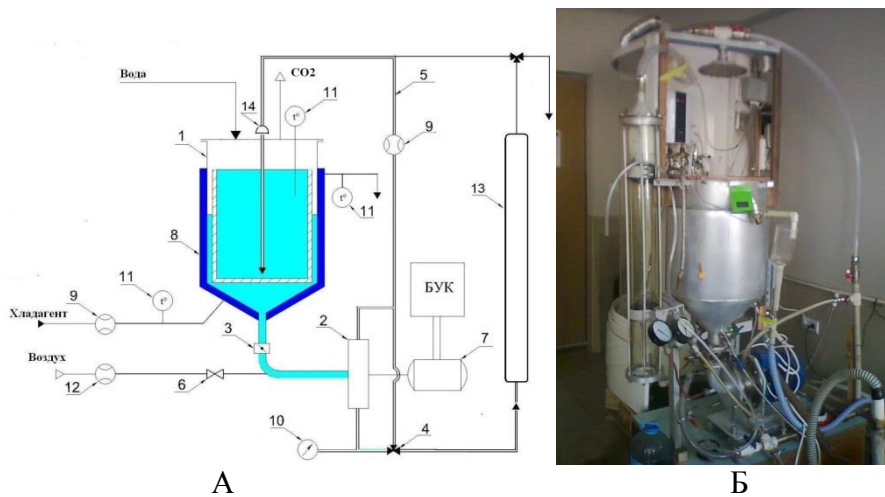


Рис. 1. Експериментальна модель аераційно-окиснювальної установки роторного типу:

- А – схема; Б – фото установки; 1 – ємність-накопичувач з внутрішнім циліндром; 2 – аератор-окиснювач; 3 – заслінка; 4 – триходовий кран; 5 – трубопровід рециркуляції; 6 – двоходовий кран; 7 – двигун; 8 – охолоджувальна сорочка; 9 – витратомір; 10 – манометр; 11 – термометр; 12 – витратомір повітря; БУК – блок управління та контролю; 13 – окиснювальна колона; 14 – розпилююча голівка

Об'єм оброблюваної мулової суміші складає  $30 \text{ дм}^3$  з концентрацією мулу  $2,5 \text{ г/дм}^3$ , що отримували розведенням активного мулу стічною водою в апараті перед початком дослідів.

Перший дослід з біологічного очищення стічної води проводили при кутовій швидкості роторів  $47,75 \text{ с}^{-1}$ , яка є максимальною для даного апарату. Температура мулової суміші складала  $24^\circ\text{C}$ . Тривалість обробки – 4 години. Початкове значення ХСК= $200 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ . Відбір проб проводили перед початком дослідження, та через 2 години процесу. Показник ХСК очищеної води становив  $160 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ , тобто ефект очищення – 20%.

Другий дослід з біологічного очищення стічної води проводили при зменшеній кутовій швидкості роторів  $38,2 \text{ с}^{-1}$ . Температура мулової суміші складала  $24,2^\circ\text{C}$ . Початкове значення ХСК= $113 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ . Тривалість обробки – 4 години. Відбір проб проводили перед початком дослідження, через 2 години, 3 години та по завершенню процесу очищення води. При низькому початковому значенні ХСК ефект очищення не спостерігався.

Показано, що при тривалості аерації протягом 2 годин спостерігали невисокий ефект очищення стічної води, проте більш тривала обробка призводить до небажаного здрібнення активного мулу. Результати проведених досліджень підтвердили необхідність пошуку найбільш раціональної конструкції аератора-окиснювача, яка дозволить максимально зменшити вищепераховані негативні явища і одержати високу ефективність очищення стічної води за ХСК.

1. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочисненні і управління безпекою праці / [Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова та ін.]; під ред. д.т.н., проф. Л. А. Саблій. – Рівне: НУВГП, 2016. – 356 с.
2. Bloor J. C. High rate aerobic treatment of brewery wastewater using the jet loop reactor / J. C. Bloor, G. K. Anderson, A. R. Willey // Water Research. — 1995. — Vol. 29, No. 5. — P. 1217–1223.
3. Дослідження можливості використання аераційно-окиснювальної установки роторного типу для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, М. С. Коренчук. // Вісник НУВГП, серія Технічні науки. – 2017. – С. 76–84.

## ПОШУК НИЗЬКОЕНЕРГЕТИЧНИХ ПРИСТРОЇВ ДЛЯ АЕРАЦІЇ СТИЧНИХ ВОД В АЕРОТЕНКАХ

*Саблій Л.А., Коренчук М.С., Гіджेलіцька О.М.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ  
[olia05081997@gmail.com](mailto:olia05081997@gmail.com)*

У процесі біологічного очищення стічних вод найбільше поширення одержали аеротенки з пневматичною аерацією, в яких повітря подається від повітрорудних установок і розподіляється в рідині за допомогою дрібнобульбашкових аераторів. Аерація мулової суміші здійснюється шляхом подачі стисненого повітря через різного роду диспергатори: дірчасті труби, пористі пластини, дрібнобульбашкові диспергатори тощо. Такі системи забезпечують інтенсивне перемішування мулової суміші та достатні концентрації розчиненого кисню в ній. Проте пневматична система аерації потребує високих затрат електроенергії, тому на сьогоднішній день ведеться активний пошук низькоенергетичних пристроїв для перемішування мулової суміші і насичення її киснем [1]. Одним із таких пристроїв є струменевий аератор.

Ежекторна (струменева) аерація заснована на залученні повітря струменями води, що протікає через звужену ділянку трубопроводу, забезпечуючи розрідження, яке викликає підсмоктування (ежекцію) атмосферного повітря через спеціальний патрубок [2].

Мета роботи полягає у дослідженні впливу ежекторної аерації на активний мул при різних швидкостях роботи відцентрового насосу в струменевому аераторі з виявленням морфологічних змін активного мулу і впливу на його осадження.

Дослідження проводили в лабораторії Інституту технічної теплофізики НАНУ з використанням аераційно-окиснювальної установки роторного типу. Оскільки робочою рідиною, яка забезпечує підсмоктування повітря, являється мулова суміш, то головне завдання полягало в тому, щоб обрати оптимальний режим роботи апарату, який не тільки забезпечить достатні концентрації розчиненого кисню у стічній воді та інтенсивне перемішування мулової суміші, а й збереже цілісність структури пластівців активного мулу, не перешкоджатиме існуванню вільноплаваючих найпростіших організмів: інфузорій, коловерток та ін. В установці оброблювався активний мул з Бортницької станції аерації, розведений відстоюною водопровідною водою до концентрації 2 г/дм<sup>3</sup>. Муловий індекс складав 106 см<sup>3</sup>/г. Дослід проводили протягом 3 годин. Протягом однієї години обробки використовували режим роботи струменевої аерації при кутовій швидкості відцентрового насосу - 30 об/с, другої години – 40 об/с, третьої – 50 об/с. Проби суміші відбиралися кожну годину. Після 1 години обробки муловий індекс склав  $I_1=108$  см<sup>3</sup>/г, другої –  $I_2=111$  см<sup>3</sup>/г, третьої –  $I_3=115$  см<sup>3</sup>/г, що не суттєво і не перешкоджатиме осадженню активного мулу. Після відстоювання надмулова рідина залишалася мутною. В перші хвилини після обробки активний мул частково спливав на поверхню, проте через півгодини відстоювання повністю осідав. Фотографії мулу приведено на рис. 1. Не виявлено суттєвих морфологічних змін активного мулу. В усіх зразках наявні інфузорії родів *Paramecium*, *Vorticella*, *Epistylis*, *Euplotes*; коловертки родів *Habrotrocha*, *Epipheres*, *Rotaria*, *Pleurotrocha*, наявні круглі черви.

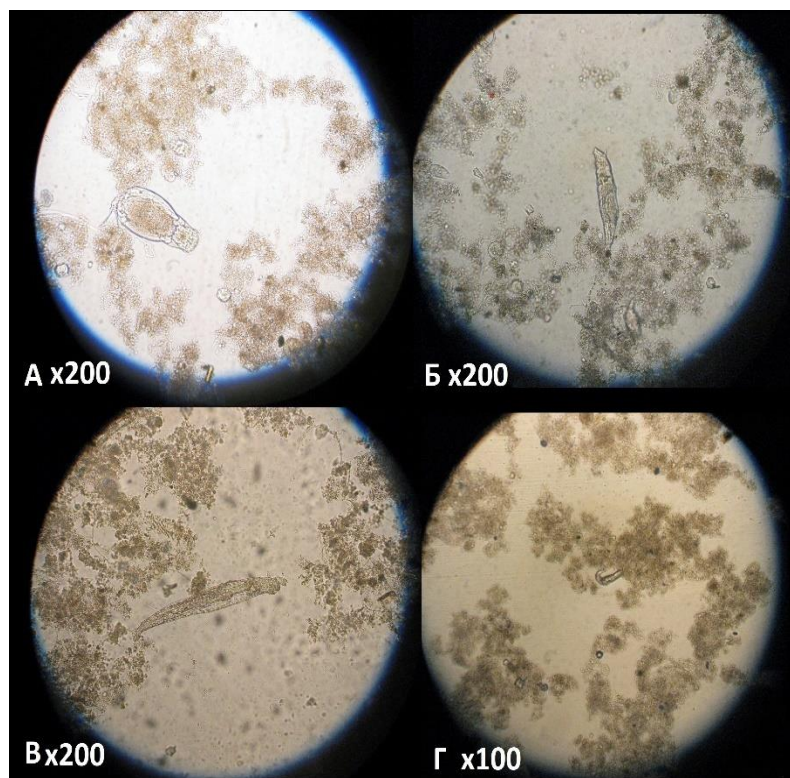


Рис. 1. Мікрофотографії активного мулу до та після обробки:  
А-контроль, Б-1 година обробки, В – 2 година обробки, Г- 3 година обробки

Опираючись на результати дослідження, можна зробити висновок про те, що впровадження струменевої системи аерації розробленого типу в технологію очистки стічних вод дасть можливість значно зменшити затрати електроенергії, яка використовується на підведення повітря в аеротенк, забезпечить потрібні концентрації розчиненого кисню, який використовується мікроорганізмами активного мулу для окиснення органічних речовин, та інтенсивне перемішування мулової суміші.

Література:

1. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні. Підручник / Л. А. Саблій, О. М Бунчак, В. С. Жукова, В. М. Россінський; Під ред. Л. А. Саблій. – К.: НТУУ «КПІ», 2016. - 341 с.
2. Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод / Ю.В. Воронов, С.В. Яковлев – М.: Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2006. – 704 с.

**ВДОСКОНАЛЕННЯ КАНАЛІЗАЦІЙНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД МІСТА І СИРЗАВОДУ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ СТУПЕНЯ ВИДАЛЕННЯ СПОЛУК НІТРОГЕНУ Й ФОСФОРУ***Саблій Л.А., д.т.н., проф.**Національний технічний університет України**«Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Україна, Київ,**[larisasabliy@ukr.net](mailto:larisasabliy@ukr.net)*

Для очищення комунальних і багатьох типів промислових стічних вод здебільшого використовують традиційні технології біологічного очищення в аеротенках в процесі аеробного окиснення за участю активного мулу. Використання таких технологій для очищення висококонцентрованих стічних вод має низку недоліків: вплив на ефективність очищення нерівномірності надходження стічних вод за витратами і концентраціями забруднень, залежність від температури (низька і швидка зміна температури уповільнюють процес), рН, токсичних для активного мулу речовин (СПАР, йонів важких металів тощо), невідповідність якості очищеної води встановленим нормам (особливо за сполуками азоту, фосфору), спухання мулу внаслідок розвитку нитчастих бактерій і, як результат, погане відокремлення його від очищеної води, велика кількість надлишкового мулу, який потребує значних витрат на обробку та утилізацію.

Аналіз роботи вітчизняних станцій біологічного очищення стічних вод, досвіду реконструкції очисних станцій в Голландії, Польщі, Німеччині та наукових публікацій показав, що при розробці комплексної технології очищення висококонцентрованих за органічною речовиною стічних вод необхідно віддати перевагу біологічному відновленню і врахувати такі новітні технології, як анаеробно-аеробні; прямоточну біоконвеєрну з використанням іммобілізованих мікроорганізмів; анаеробну з гранульованим активним мулом в UASB-реакторах; Anammox-процес; нітри-денітрифікації і дефосфотації: Ludzak-Ettinger, Bardenpho, JNB, Кейптаунського університету (UCT-процес), A<sup>2</sup>O, Phoredox, та інші.

Для дослідження видалення сполук нітрогену в анаеробно-аеробних умовах біореакторів були використані модельні розчини, приготовлені з молочної сироватки, з концентраціями ХСК 940-4400 мг/дм<sup>3</sup>. Встановлено, що в процесі обробки розчинів в біореакторах, устаткованих волокнистими носіями з іммобілізованою біомасою концентрацією від 15-20 г/дм<sup>3</sup> (в анаеробному) до 2-3 г/дм<sup>3</sup> (в аеробному), відбувається трансформація сполук азоту (рис. 1). В анаеробних умовах спостерігали зростання концентрації амонійного азоту на виході з анаеробного біореактора I – до 37 мг/дм<sup>3</sup> при концентрації загального азоту на вході 90 мг/дм<sup>3</sup> внаслідок деструкції азотвмісних органічних речовин з утворенням амонійних сполук за участі бактерій-гетеротрофів, яка продовжується в анаеробному біореакторі II – концентрація амонійного азоту на виході досягає 45 мг/дм<sup>3</sup>. В аноксидних і аеробному біореакторах амонійний азот окиснюється в процесі нітрифікації до нітритів і нітратів, концентрації яких збільшуються при зростанні концентрації загального азоту на вході. Найбільша концентрація нітратів в аеробному біореакторі становить 30 мг/дм<sup>3</sup> – в межах норми в очищеній воді при відведенні у природну водойму. Зменшення концентрації загального азоту можна пояснити утворенням і видаленням у вигляді газу в аноксидних і аеробних біореакторах за рахунок анамокс-процесу, який відбувається в товщі обростань носіїв та в гранулах активного мулу.

Результати досліджень були використані при розробці проекту реконструкції каналізаційних очисних споруд міста та сирзаводу продуктивністю 10000 м<sup>3</sup> стічних вод за добу (з них 8000 м<sup>3</sup>/добу – міські стічні води, 2000 м<sup>3</sup>/добу – виробничі стічні води

заводу). Водовідведення стічних вод сирзаводу характеризується нерівномірністю, коливання годинної витрати становить 75-150 м<sup>3</sup>/год.

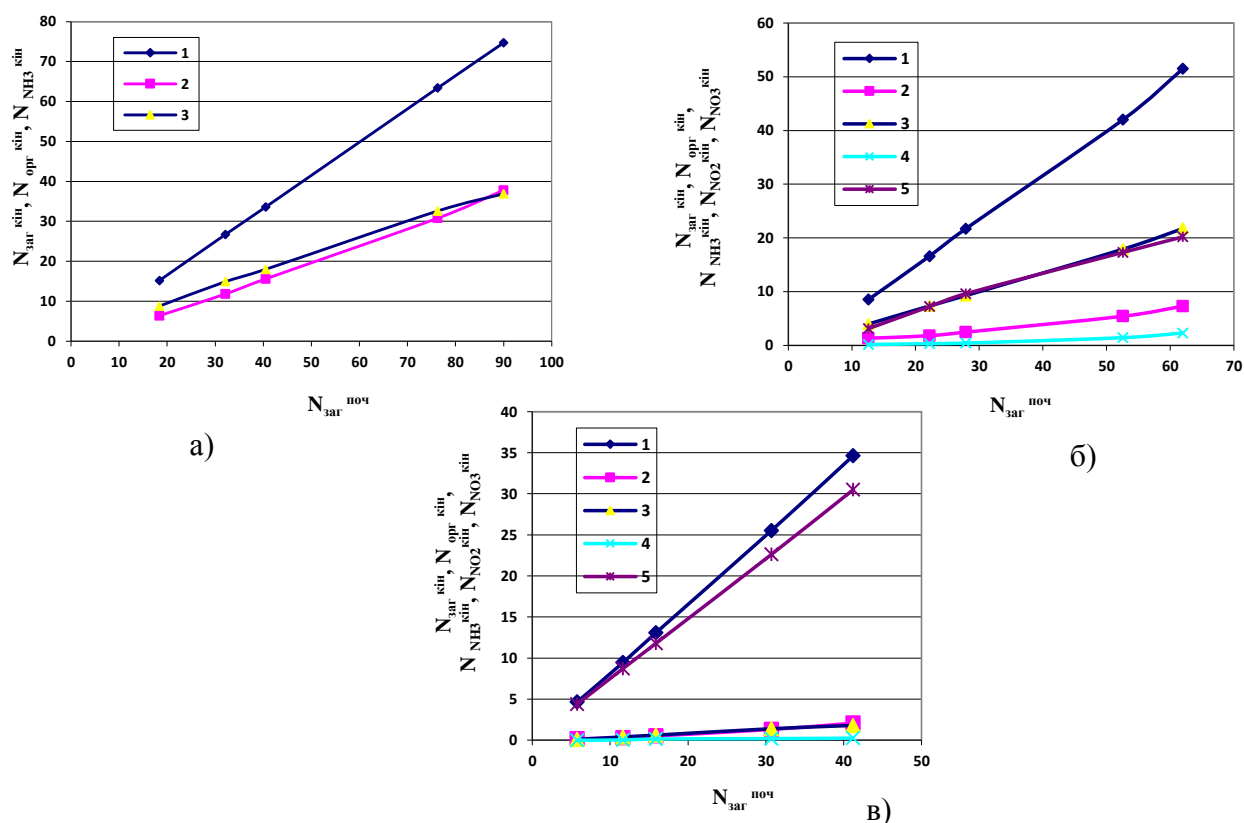


Рис. 1. Зміна концентрацій сполук азоту (мг/дм<sup>3</sup>) в біореакторах: а – в анаеробному I ступеня; б – в аноксидному I ступеня; в – в аеробному: 1 – залежність концентрації сполук азоту на виході  $N_{\text{заг}}^{\text{вих}}$  від концентрації на вході  $N_{\text{заг}}^{\text{вх}}$ ; 2 – те ж, органічного азоту на виході  $N_{\text{орг}}^{\text{вих}}$  від  $N_{\text{орг}}^{\text{вх}}$ ; 3 – те ж, амонійного азоту на виході  $N_{\text{NH}_3}^{\text{вих}}$  від  $N_{\text{NH}_3}^{\text{вх}}$ ; 4 – те ж, нітритів на виході  $N_{\text{NO}_2}^{\text{вих}}$  від  $N_{\text{NO}_2}^{\text{вх}}$ ; 5 – те ж, нітратів на виході  $N_{\text{NO}_3}^{\text{вих}}$  від  $N_{\text{NO}_3}^{\text{вх}}$

Для ефективного очищення стічних вод від забруднюючих речовин за показниками: завислі речовини (в суміші в середньому 361 мг/дм<sup>3</sup>); ХСК (в середньому 1920 мг/дм<sup>3</sup>); БСК<sub>5</sub> (в середньому 935 мг/дм<sup>3</sup>), та видалення біогенних елементів – азоту (за азотом амонійним – 28 мг/дм<sup>3</sup>) і фосфору (за фосфатами – 27 мг/дм<sup>3</sup>), рекомендовано використати технологію біологічного очищення і фізико-хімічного доочищення стічних вод. Технологія включає на першій стадії механічне очищення (решітки, пісковловлювачі, первинні відстійники). Оскільки стічні води характеризуються значною нерівномірністю за витратами та концентраціями забруднюючих речовин через надходження на очисні споруди виробничих стічних вод сирзаводу, то необхідно перед первинними відстійниками встановити усереднювачі. На другій стадії - біологічне очищення стічних вод в анаеробно-аеробних біореакторах. Для здійснення процесу денітрифікації в початок аноксидної зони потрібно забезпечити подачу рециркуляційної мулової суміші з кінцевої зони нітрифікатора та подачу циркуляційного активного мулу з вторинних відстійників. Очищена стічна вода після споруд біологічного очищення поступає у вторинні відстійники, в яких відбувається розділення активного мулу й очищеної води.

На третій стадії рекомендовано фізико-хімічне доочищення з реагентною обробкою (залізо- або алюмінієвімісні коагулянти) для доочищення від сполук фосфору і

фільтруванням через зернисте завантаження (піщано-гравійні фільтри), знезараження перед відведенням стічних вод у природні водотоки. Використання технології дозволить одержати показники очищеної води, мг/дм<sup>3</sup>: завислі речовини; ХСК; БСК<sub>повн</sub>; азот амонійний; нітрити; нітрати; фосфати; менше, відповідно, 15; 80; 15; 2; 0,2; 45; 2,5, що відповідає нормам скиду у природну водойму.

Для реалізації технології можна використати як біореактори у вигляді окремих споруд, так і влаштувати їх в коридорах на базі аеротенка-витиснювача. В останньому випадку потрібно розділити об'єм аеротенка послідовно на такі технологічні зони: 1 – аноксидну, за відсутності аерації, концентрація розчиненого кисню порядку 0,1-0,2 мг/дм<sup>3</sup> (перемішування здійснити, наприклад, пропелерними мішалками), може бути встановлено носій з високорозвиненою площею поверхні для іммобілізації бактерій-деструкторів органічної речовини та бактерій-денітрифікаторів; 2 – аеробну з аерацією стічних вод, концентрація повітря – близько 2 мг/дм<sup>3</sup>. В аеробному біореакторі – нітрифікаторі можна також встановити носій для іммобілізації мікроорганізмів з метою збільшення концентрації нітрифікуючих бактерій в одиниці об'єму резервуара та збільшення продуктивності біореактора.

Для обробки осадів запропоновано використання аеробних стабілізаторів і фільтр-пресів.

Застосування розробленої технології очищення і доочищення стічних вод міста і сирзаводу забезпечує високу якість очищеної води у відповідності з діючими санітарними нормами скиду забруднюючих речовин із зворотними водами у природні водні об'єкти за показниками: ХСК, БСК, концентрацій завислих речовин, азоту амонійного, нітритів, нітратів, сполук фосфору; зменшення енерговитрат та заощадження коштів на утилізацію утворених осадів.

## ЕКСПРЕС-МЕТРІЯ НІТРАТІВ У ПРОТОЧНІЙ ВОДІ

*Салівон О.Ю.<sup>1</sup>, Таранов В.В.<sup>2</sup>, Зубчук В.І.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Національний технічний університет України кийвський політехнічний інститут ім.*

*І. Сікорського»,*

<sup>2</sup>*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України, Україна, м.Київ, [okssalivon@gmail.com](mailto:okssalivon@gmail.com)*

Питання забруднення води різними сполуками, такими як фториди, нітрати, перхлорати є актуальним. Ці домішки не виявити не озброєним оком, адже в більшості вони безбарвні та не мають запаху. Нітрати негативно впливають як на системи організму, так і на спадковість. Тому важливо контролювати якість питної води.

Прилад «Сенсор-1» розроблений на основі УФ-випромінювача – дейтерієвої лампи и працює 220 – 400 нм з роздільною здатністю 1 нм, що дозволяє вимірювати концентрації забруднювачів води – нітратів, бромідів, фторидів тощо. Саме в цій спектральній площині досягається найбільша чутливість при вимірюванні до 1-2 мг/л, проведено ряд експериментів, котрі це підтверджують. Однак габарити та вартість такого зразка – не дозволяють його широко використовувати та встановлювати в системи спостереження за водою.

Подальша розробка «Сенсор-3» була направлення насамперед на здешевлення приладу за рахунок використання сучасних світлодіодних УФ-випромінювачів, починаючи

з 265 нм, і чутливих фотоприймачів, працюючих в цьому спектральному діапазоні. Роботи були направлені на виготовлення дослідного зразка вимірювача забруднювача в реальному часі в проточному режимі, що суттєво відрізняється від існуючих вітчизняних аналогів. Виготовлення вже дослідного зразка та його атестація дозволила вийти на рівень сучасних міжнародних розробок, наприклад фірми HASHE. Найближчим аналогом є серія Nitratex SC, вартість якого коливається близько 26 тисяч доларів.

Конструктивне вирішення проточного варіанта дозволило поєднати раніше розроблений варіант малогабаритного спектрального приладу з сучасною вимогою – перевіркою стану води в реальному часі. Саме включення оптичного модуля в метрологічний канал трубопроводів дозволить безпосередньо контролювати воду в необхідному місці, не втрачаючи час на взяття проби та перевірку її в лабораторії. Багатократне вимірювання випромінювання вже за час менше 1с здатне забезпечити експрес-метрію води в системах водопідготовки. Регістрація значення NO<sub>3</sub> в проточній воді виконується на комп'ютері з вказівкою на дату та час дослідження. Вдале поєднання сучасної елементної бази, а саме напівпровідникових УФ випромінювачів - світлодіодів в спектральній площині від 265 до 365 нм, дозволило подолати перешкоду пов'язану з забруднювачами вод фульвокислотами, що заважали достовірному вимірюванню. Перевірка на визначення нітратів у воді дозволила провести лабораторні випробування та підійти до промислового використання.

Налагоджуючи прилад на допустимі домішки різних забруднювачів, ми вперше вирішуємо питання швидкого вимірювання забруднювачів безпосередньо в трубопроводі та передачі даних на віддалений комп'ютер для обробки та збереження даних про стан води протягом тривалого часу.

## **ВПЛИВ ХЛОРИД-, СУЛЬФАТ- ТА ГІДРОКАРБОНАТ-ІОНІВ НА ДЕФОСФАТУВАННЯ ВОДИ НАНОФІЛЬТРАЦІЄЮ**

*Семінська О.О., Балакіна М.М.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського, Україна, Київ*  
[olya.sunshine@gmail.com](mailto:olya.sunshine@gmail.com)

Водні ресурси є надбанням будь-якої держави світу. Водночас невинна інтенсифікація господарсько-промислової діяльності людини призводить до посилення антропогенного впливу на довкілля, що супроводжується забрудненням останнього, в тому числі і евтрофікацією водних об'єктів.

Евтрофікація поверхневих вод – це складний процес, хімічним каталізатором якого є наявність у воді біогенних речовин (азоту та фосфору), що спричиняє різке погіршення якості водних об'єктів. При цьому присутність фосфоровмісних сполук, наприклад фосфатів, вважається лімітуючим фактором процесів евтрофікації. Виходячи із цього, одним із основних заходів, які необхідно взяти для збереження водних екосистем, є зменшення потрапляння сполук фосфору до водних об'єктів. Це потребує використання провідних ефективних технологій очищення стічних вод.

На сьогодні баромембранна обробка води часто є єдиною доступною технологією, яка дозволяє знизити кольоровість, вміст органічних сполук і забруднень в іонній формі, в тому числі і фосфатів, та отримати високоякісну воду. При цьому саме нанофільтрацію



використовують у випадках, коли немає необхідності у значному затримуванні однозарядних іонів (натрію, калію, хлору і т.д.), однак потрібно видалити із розчину багатозарядні іони (кальцій, магній, сульфати і т.д.), а також низькомолекулярні органічні сполуки.

Стічні води характеризуються широким спектром забруднень, які можуть суттєво впливати на процес розділення, тому необхідно дослідити їх вплив на нанофільтраційне дефосфатування води.

В експериментах використовували композитну поліамідну нанофільтраційну мембрану ОПМН-П (ЗАТ «Полімерсинтез», м. Володимир, Росія). Дослідження основних робочих характеристик мембран – затримуючої здатності ( $R$ ) і питомої продуктивності ( $I$ ) – здійснювали при вихідній концентрації іонів  $PO_4^{3-}$  25 мг/дм<sup>3</sup>, що обумовлено середнім їх вмістом в стічних водах, та робочому тиску 1,5 МПа. Експерименти проводили в лабораторній комірці фронтального типу при перемішуванні проби ( $Re = 7100$ ) на модельних розчинах двозаміщеного фосфату натрію з додаванням до них хлоридів, сульфатів чи гідрокарбонатів із вмістом останніх у вихідному розчині 25 – 500 мг/дм<sup>3</sup>. Перед проведенням досліджень мембрану опресовували фільтруванням дистильованої води під тиском 2,5 МПа до постійних значень питомої продуктивності. Вміст фосфат-іонів у вихідній воді та пермеаті визначали фотометричним методом з використанням фотоколориметра КФК-2МП.

Результати попередніх досліджень показали, що нанофільтрація є ефективним методом дефосфатування води, де вміст фосфат-іонів не перевищує 130 мг/дм<sup>3</sup>. Нанофільтраційна обробка розчину із вихідною концентрацією фосфатів 25 мг/дм<sup>3</sup> забезпечила затримувальну здатність мембрани за фосфатами при коефіцієнті відбору пермеату ( $k$ ) 97,1, а при  $k = 90\%$  – 96,1%. З точки зору капілярно-фільтраційної моделі мембранної проникності таке зниження пояснюється зменшенням радіусу гідратованих фосфат-іонів через видалення води із їх вторинних, а потім і первинних гідратних оболонок, а також зменшення товщини шару зв'язаної води, який утворюється в порах і на поверхні мембрани. Значення питомої продуктивності мембрани залишались практично незмінними до  $k \leq 70\%$ . Подальше підвищення даного показника супроводжувалось зниженням  $I$  мембрани внаслідок концентрування розчину, що спричиняє зростання його осмотичного тиску і зменшення рушійної сили процесу.

Додавання хлорид-іонів до розчину від 25 до 500 мг/дм<sup>3</sup> призводить до погіршення  $R$  мембрани за фосфатами як із підвищенням вихідної концентрації хлоридів, так і зі збільшенням коефіцієнту відбору пермеату. При вихідному вмісті хлоридів у розчині 25 і 500 мг/дм<sup>3</sup> та  $k = 10\%$  затримувальна здатність мембрани за фосфатами відповідно становила 97,9 та 96,3%, а при  $k = 90\%$  – 88,5 та 83,1%.

Важливу роль при нанофільтраційному очищенні відіграє зарядовий (електрохімічний) механізм мембранного проникнення. Відомо, що мембрана ОПМН-П в умовах проведення досліджень (рН модельних розчинів 6,5 – 7,5) негативно заряджена. Фосфат-іони, як і хлорид-іони, мають одноіменний з мембраною заряд, що викликає їх дифундування від мембранної поверхні у розчин. При цьому заряд  $PO_4^{3-}$  іонів є більш негативний, ніж у  $Cl^-$  іонів, що позитивно позначається на селективності мембрани за фосфатами.

У випадку додавання сульфат-іонів у визначеному діапазоні концентрацій до фосфатовмісних розчинів та  $k = 10 - 90\%$ , як і у випадку додавання хлорид-іонів також спричиняє погіршення  $R$  мембрани за фосфатами (відповідно 98,5 – 83,3%).

Особливістю гідрокарбонатів є те, що їх додавання до вихідного розчину приводить до підвищення рН останнього, що робить заряд мембрани більш негативним і сприяє посиленню електростатичного відштовхування однойменно заряджених іонів у розчин. Це,

в даному випадку, є однією із причин відносно високих, порівняно із двома попередніми випадками, значень затримувальної здатності мембрани ОПМН-П за фосфатами (відповідно 98 – 90%).

Питома продуктивність мембрани в усіх трьох випадках зменшувалась як зі збільшенням вихідної концентрації розчинів, що приводить до підвищення їх осмотичного тиску, а отже зменшенню рушійної сили процесу, так і з підвищенням  $k$ , яке викликало зростання концентрації ретентатів.

Таким чином встановлено, що затримувальна здатність мембрани ОПМН-П за фосфатами при додаванні у вихідний розчин хлорид-, сульфат- або гідрокарбонат-іонів із їх вмістом 25 – 500 мг/дм<sup>3</sup> при  $k = 10 – 90\%$  відповідно становить 98 – 83,1%; 98,5 – 83,3% та 98 – 90%.

## **ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ МЕТОДИ ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ МІДІ З ВОДИ**

*Сидоренко І.С., студентка групи ЛЕ-61с, Мельниченко Є.В., Гомеля М.Д., Трус І.М.,  
Воробйова В.І.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [innasydorenko195@gmail.com](mailto:innasydorenko195@gmail.com)*

На сьогодні добре відомо, що мідь належить до тих мікроелементів, які являються дуже важливими та життєвонеобхідними для живих організмів. Наприклад, за її допомогою рослини засвоюють азот. Проте, при перевищенні ГДК результат може бути абсолютно протилежним. Основними джерелами надходження міді в природні води є стічні води хімічних, металургійних виробництв, підприємств видобувної промисловості (шахтні води), атомних і теплових електростанцій, машинобудівних підприємств (гальванічні виробництва), а також сільськогосподарські стоки (мідьмісткі добрива) [1].

Забруднення природних водойм сполуками міді сьогодні можна вважати гострою проблемою. Адже, навіть за умови, що на скид йтимуть відносно чисті стоки, кінцева концентрація міді буде перевищувати норму в декілька разів. У поверхневих водоймах вміст іонів міді змінюється від декількох до десятків, рідше до сотень мікрограмів у літрі [1, 2].

Для вилучення іонів міді з води на практиці найбільш часто використовують 4 основні методи: реагентні, сорбційні, мембранні та біологічні. Кожен з цих методів має ряд певних переваг та недоліків, а також кожен з них більш доречно використовувати за тих чи інших умов.

Реагентний метод сьогодні можна вважати найбільш розповсюдженим методом для видалення сполук міді з води. В основі даного методу лежить процес переведення іонів міді у малорозчинні сполуки: фосфати, сульфід та гідроксиди. Популярність даного методу можна пояснити його універсальністю, простотою в користуванні та дешевизною.

Зазвичай, у якості реагенту використовують сульфід натрію, проте у нього є недоліки. Використовуючи його, починається гідроліз сульфідіду з виділенням сірководню. Тому, як альтернативу, в якості реагенту беруть фероціанід калію. Адже, як відомо, фероціаніди важких металів (ВМ) мають дуже низьку розчинність [3]. В ході лабораторних досліджень було встановлено, що, при дотриманні оптимальних умов проведення процесу комплексоутворення/флокуляції, ступінь очистки сягає 98 % [4].

Головними недоліками реагентного методу є порівняно низький економічний ефект очищення іонів ВМ (так залишкова концентрація для іонів міді в очищених стоках сягає 0,17 мг/л), велика витрата реагентів і, як наслідок, значне збільшення загального солемісту [5].

Не менш ефективним методом очищення води від сполук міді являється сорбція. За її допомогою воду можна доочишувати до малих концентрацій металу і знову застосовувати в замкнутій системі водопостачання на підприємстві.

Аби зробити даний метод очистки води більш доступним та дешевим науковці намагаються використовувати місцеві природні матеріали, до яких відносяться глинисті сорбенти, наприклад, монтморилоніт. Згідно результатам досліджень, ємність катіонного обміну монтморилоніту знаходиться в межах 0,7...1,0 мг-екв/г [6].

З метою збільшення сорбційної ємності сорбенту його поверхню можна модифікувати за допомогою сполук, які здатні утворити з катіонами металу комплексні або малорозчинні сполуки.

В разі використання мембранних методів очистки води від іонів міді використовують спеціальні мембрани, через які не проходять часточки забруднюючих речовин (наприклад, сульфати), а очищена рідина навпаки легко проходить за неї.

Найбільш часто на практиці використовують зворотній осмос, перевагою якого є те, що під час процесу очистки температура води не піднімається. Варто відмітити, що за певних умов (наявність тих чи інших додаткових забруднюючих речовин), може знадобитися додаткове доочищення води до або після зворотнього осмосу.

Основним недоліком даного методу є те, що мембрани не здатні затримування низькомолекулярних сполук, таких як хлор, певні види газів. Перевищення допустимих концентрацій таких сполук негативно впливає на живі організми, а також погіршує органолептичні властивості води.

Перспективними, проте недостатньо вивченими, на сьогодні є методи біологічного очищення води від іонів важких металів, зокрема міді. Щоб отримати біосорбенти як сировину беруть біомаси чистих культур певних дріжджів, міцеллярних грибів, бактерій.

Досить перспективним є залучення до процесу біосорбції саме магнітокерованих біосорбентів, адже за допомогою магнітної фільтрації забрудники можна видаляти у швидкісному режимі.

**Список використаної літератури:**

1. Мороз Н. А. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС / Н. А. Мороз, В. А. Седнев, И. А. Черкашин // Пром. теплотехника. – 2005. – Т. 27. – №2. – С. 78-87.
2. Линник П. Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П. Н. Линник, Б. И. Набиванец. – Л.: Гидрометеоздат, 1986. – 270 с.
3. Лурье Ю. Ю. Справочник по аналитической химии / Лурье Ю. Ю. – [5-е изд.] – М.: Химия, 1979. – 480 с.
4. Гомеля М. Д. Очистка стічних вод від іонів міді методом комплексоутворення та флокуляції / М. Д. Гомеля, О. М. Терещенко, С. В. Мельниченко // Збірник наукових праць національного університету кораблебудування. – 2017. – №2. – С. 89.
5. Красногорская Н. Н., Пестриков С. В., Легуше Э. Ф., Сапожникова Е. Н. Анализ эффективности реагентных методов удаления ионов тяжелых металлов из сточных вод // Безопасность жизнедеятельности. 2004. № 3. С. 21-23.
6. Овчаренко Ф. Д., Поляков В. Е., Тарасевич Ю. И., Ионообменные равновесия и термодинамика ионного обмена на монтмориллоните с участием ионов переходных металлов // Укр. хим. журн., 1975. Т. 41. № 1. С. 5-10.

# ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ, ЗАБРУДНЕНИХ СПОЛУКАМИ Co(II), ГЕНЕТИЧНОЮ СУМІШЮ МОНТМОРИЛОНІТУ ТА ПАЛИГОРСЬКІТУ

Спасьонова Л.М., Саманова А.О.

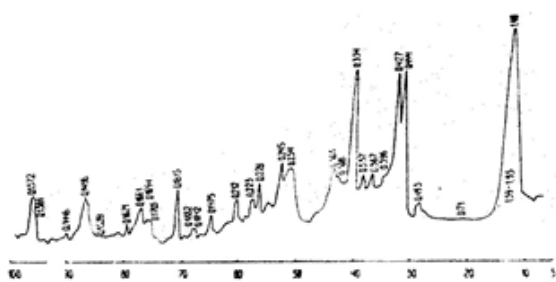
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

03056, м. Київ, пр. Перемоги, 37, e-mail: [lar\\_spas@yahoo.com](mailto:lar_spas@yahoo.com)

Використання природних сорбентів - глинистих мінералів, цеолітів, карбонатвмісних порід, багаті родовища яких є в Україні і які, водночас з дешевизною, мають достатньо високі сорбційні властивості для видалення важких металів та радіонуклідів, довело їх переваги при очищенні великих об'ємів забруднених вод, а також можливість використання відомих технологій утилізації відпрацьованого матеріалу.

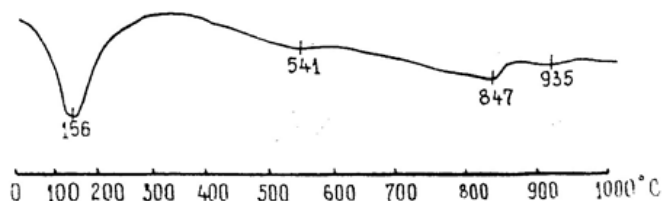
Для природних глинистих мінералів характерна висока дисперсність і наявність на поверхні великої кількості високоактивних по відношенню до металів і радіонуклідів активних центрів. Це робить їх присутність визначальним для характеру протікання міграційних процесів іонів в навколишньому середовищі.

При розгляді колоїдно-хімічних властивостей мінералів природних вод основна увага, на даний час, приділяється природі активних центрів на поверхні часток, їх концентрації, а також хімічній стійкості, що дає підґрунтя для вибору природного мінералу для модифікування і наступного використання для процесів сорбції певних водних середовищ.



генетичної суміші монтморилоніту та палигорськїту (4-го шару) Черкаського родовища

Дифрактограма і термограма відмученої



Аналіз структури мінералів дозволяє якісно оцінити природу активних центрів, які можуть знаходитися як на базальних, так і на бічних гранях кристалів. До них відносяться атоми кисню сітки тетраедра; активні центри, обумовлені наявністю нестехіометричних ізоморфних заміщень в октаедричних або тетраедричних сітках; обмінні катіони; поляризовані молекули води, пов'язані з обмінними катіонами; гідрофобні активні центри, обумовлені наявністю на поверхні сорбованих органічних молекул; гідроксильні групи (кислотного і основного характеру) і активні центри, обумовлені наявністю різноманітних дефектів кристалічної структури силікатів, поверхневі атоми бічних граней ґратки мінералу з "обірваним" зв'язком [1].

Досліджено глинистий мінерал 4 шар Черкаського родовища. Під мікроскопом видно пелітову структуру із слабо вираженою спутано-волокнустою будовою. До складу алевритової частини входять : циркон, гранат, рутил, турмалін, ільменіт, кварц, польовий шпат. На рентгенограмах виразно видно суміш монтморилоніту з палигорськїтом. На рентгенограмі відзначається присутність гідрослюди. На всіх електронномікроскопічних знімках видно волокнисті кристали палигорськїту і ізометричні пластівчасті лусочки

монтморилоніту; тісний зв'язок цих мінералів видно також особливо у вугільних репліках із сколів зразків [2].

Рентгенограми зразків 4-го шару підтверджують монтморилоніт-палигорськітовий склад глин. Разом з рефlekсами 1,58 і 1,59 нм, характерних для монтморилоніту, є присутнім рефлекс 1,013, що належить палигорськіту. Домішки представлені кварцом і польовим шпатом. Термограми зразків 4-го шару мають глибокий ендотермічний максимум при 156 °С за рахунок видалення адсорбційної води. Слабкіші ендоефекти 541 та 847 свідчать про видалення ОН-груп і перекристалізації монтморилоніту 4-го шару.

Відмучування полягало в приготуванні водної суспензії глин шляхом перемішування за допомогою механічної мішалки. Потім суспензії залишали в спокої протягом певного часу і відділення мономінералів проводили центрифугуванням декантованого верхнього шару суспензій. Згущені суспензії піддавали сушці при 100±5 °С і наступному подрібненні до дисперсності ≤ 200 мкм.

Отриманий сорбційний матеріал використовували для дослідження видалення іонів  $Co^{2+}$ . Кобальт один з найнебезпечніших важких металів і може знаходитися в стічних водах різних хімічних підприємств. Радіоактивний  $^{60}Co$  може знаходитися в стічних водах підприємств атомної промисловості. В сорбційних процесах сполуки стабільного кобальту та радіоактивного  $^{60}Co$  поведуть себе аналогічно. Тому актуальним є дослідження процесів видалення сполук кобальту з вод. Сорбцію іонів кобальту (II) проводили з модельних розчинів з концентрацією іонів  $Co^{2+}$  50 мг/дм<sup>3</sup> при рН=7,0 в статичних умовах, при кімнатній температурі і співвідношенні твердої та рідкої фаз Т:Р=1:500, з тривалістю контакту 60 хв. Максимальна величина сорбції іонів кобальту, як обраховано з відповідної ізотерми для сорбентів на основі очищеної природної глини 4 шару складає 9,8 мг/г. Показана ефективність застосування сорбуючих матеріалів на основі генетичної суміші монтморилоніту та палигорськіту 4 шару Черкаського родовища для очищення вод, забруднених сполуками кобальту.

Для підвищення ефективності використання природних сорбентів в процесах очищення вод застосовують різні види їх активації та модифікування [3,4], тому метою наступних досліджень будуть роботи спрямовані на підвищення сорбційної здатності, а також селективності видалення важких металів та радіонуклідів з забруднених водних середовищ.

1. Yariv S. The effect of tetrahedral substitution of Si by Al on the surface acidity of the oxygen plane of clay minerals : International Reviews in Physical Chemistry, 1992.- P. 345-375.
2. Овчаренко Ф.Д. и др. Коллоидная химия палыгорскита. – Киев: Изд-во АН УССР, 1963.- 202 с.
3. Пилипенко І. В., Спасьонова Л.М., Ковальчук І.А., Веремеєнко В.В. Сорбція іонів кобальту, хрому та урану Fe/Ti-пілардованим монтморилонітом// Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2014. – Т. 4, № 6(70). – С. 57-61.
4. Голембіовський А.О., Брезіцька А.М., Спасьонова Л.М. Зміна структури поверхні монтморилоніту при адсорбції катіонних поверхнево-активних речовин// Східно-європейський журнал передових технологій – 2014. – Т. 4, № 6 (70). – С. 53–57.

## З ДОСВІДУ УДОСКОНАЛЕННЯ ПОСТАЧАННЯ НАСЕЛЕННЮ ПИТНОЇ ВОДИ

**Стрікаленко Т. В.**

*Одеська національна академія харчових технологій, Україна, м. Одеса  
e-mail: alpha\_water@ukr.net*

**Псахіс Б. Й.**

*Науково-технологічний дослідницький центр «Водопідготовка» Фізико-хімічного інституту ім. О. В. Богатського НАН України, Україна, м. Одеса*

Поняття «кластер» введено у 1990 році завдяки М. Портеру для визначення феномену географічної концентрації компаній навколо однієї smart-спеціалізації. Програми розвитку кластерів мають понад 75 країн світу. Європейський Союз розвиває свою економіку через призму кластерів, яких на його території більше 2 тисяч. Адже об'єднання в межах єдиної системи управління циклів обміну знаннями та технологіями дозволяє вибудувати опорні інституціональні структури кластера, що діють у певній сфері та взаємодоповнюють один одного [1, 2]. Так, співпраця агробізнесу, закладів освіти та інноваційних технологій ефективно реалізовані у кластері Food Valley (Нідерланди), а серед найбільш відомих у світі кластерів підготовки води слід назвати визначені USEPA, що включають місцеві підприємства підготовки води, науково-дослідні установи, інвестиційні та урядові заклади [3]. З 2010 року водний бізнес США тісно співпрацює з кластерами охорони довкілля та виробництва харчових продуктів, що підтримується USEPA і відповідає викликам, визначеним у 2016 році Всесвітнім економічним форумом (Давос-2016) щодо глобальних ризиків, де водній кризі надано «почесне» перше місце (39.8 %) на карті ризиків, що з найбільшою вірогідністю здійснення та надвисоким рівнем наслідків очікують світ у найближчі 10 років, а харчовій кризі, тісно пов'язаній з водною, 25.2 % (друге місце у ТОП-5 глобальних ризиків у наступні 10 років) [4].

Огляд джерел інформації свідчить, що в розвинутих країнах світу існує декілька основних типів кластерів: (1) конкурентні (potential clusters), де основним пріоритетом є лідерство у конкурентній боротьбі (наприклад – автомобільний кластер в Детройті, кластер квітів в Амстердамі тощо), (2) стратегічні кластери (strategic clusters), метою яких є підйом економіки регіону (розробка програмних продуктів в Індії, захист довкілля у Фінляндії т. і.), (3) стабілізуючі, що сприяють диверсифікації економіки та створенню робочих місць (сервісні послуги, туризм тощо) та (4) уявні мітичні кластери (dream clusters, clusters governed by politics), що їх вигадують та декларують політики при відсутності реальних елементів та умов розвитку [1 – 3, 5].

В Україні створення «водних» кластерів до цього часу залишається проблемою через низку причин [6, 7]. Метою роботи був аналіз напрацювань Асоціації виробників водо-очисної техніки та додатково очищеної води (АВТ), що можуть стати, на наш погляд, основою створення «водного» технологічно-освітнього кластеру в регіоні. Інноваційність кластерного підходу полягає не в зміні назви співробітництва, а у відкритості та можливості комплексного вирішення регіональних водних проблем. До складу створеної у м. Одесі ще у 1999 році «нетрадиційної» Асоціації (АВТ) увійшли зацікавлені фахівці НТДЦ «Водопідготовка» та фірм, що займалися розробкою і виробництвом водоочисної техніки та реалізацією населенню додатково очищеної водопровідної води, науково-дослідних та навчально-дослідницьких інститутів, а також державної санітарно-епідеміологічної служби МОЗ України. Суттєву підтримку АВТ здійснювали Південний науковий центр НАН України та управління екобезпеки міського виконкому. Майже 10-літній попередній досвід підприємств, що започаткували у 1989 році покращення водозабезпечення населення міста шляхом виробництва додатково очищеної водопровідної води, свідчив про необхідність як

нормативного санітарно-гігієнічного регулювання такого виробництва, так і оптимізації конкурентної взаємодії підприємців (цінової політики, територіального впорядкування тощо), пошуку та науково-дослідного обґрунтування нових напрямків впровадження технологій додаткового очищення водопровідної води у повсякдення мешканців міста, а також заповнення певного дефіциту інформації щодо оптимальних шляхів покращення якості питної води та її впливу на здоров'я [8, 9].

Аналіз основних напрацювань АВТ здійснено з декількох напрямків - організаційного, науково-методичного, інформаційного та соціального.

За результатами виконаних членами АВТ фізико-хімічних та мікробіологічних досліджень показників якості водопровідної води в районах міста встановлені критичні параметри для оцінки якості води (водопровідної, додатково очищеної), обґрунтовані та апробовані критичні точки контролю при виробництві додатково очищеної води, які включені до регіональних нормативно-методичних документів з проблеми. Моніторинг матеріалів соціологічних досліджень з проблеми та виявлені зміни самооцінки здоров'я споживачів питної/очищеної води, кількісні та якісні відмінності у споживанні води різними групами населення, дозволили обґрунтувати певні організаційно-методичні підходи до формування культури водоспоживання населення, що були враховані при розробці регіональних програм «Чиста вода» та частково профінансовані.

Із введенням в дію напрацьованих за участю СЕС регіональних документів стало можливим не лише контролювати ступінь очищення води в локальних пристроях/системах додаткового очищення водопровідної води в кінцевих терміналах (в місцях її використання населенням мікрорайону, груп будинків, шкіл, лікарень т. і.), а також надавати консультативну допомогу їх власникам при зниженні очищення вже по одному з досліджуваних показників якості води, реально аналізувати систематично отримувані результати щодо якості води в районах міста, тобто впровадити систему моніторингу (місяці-роки) та використовувати ці дані для оптимізації централізованого господарсько-питного водопостачання, для надання консультативної допомоги фахівцям управління екобезпеки міськвиконкому при установці таких пристроїв/систем в лікувально-профілактичних та дитячих дошкільних установах, в школах т. і.

Соціально орієнтованими заходами АВТ були надання пенсіонерам певної кількості талонів на безкоштовне отримання у торгівельній мережі додатково очищеної води та підготовка і випуск «Інформаційного бюлетеня АВТ» (1999-2013 рр.). Останній містив оригінальні статті фахівців України та СНД, реферати публікацій у вітчизняних і зарубіжних часописах та збірках конференцій з актуальних питань підготовки води, вибору водо-очисного обладнання, взаємозв'язку якості води та здоров'я населення, а також інформував читачів про нові вітчизняні та міжнародні документи з цих питань, регіональні нормативно-методичні документи з гігієнічної регламентації роботи локальних пристроїв/систем додаткового очищення води, майбутні конференції тощо. Інформаційний бюлетень безкоштовно отримували члени АВТ, його розсилали до СЕС та адміністрацій усіх областей країни.

Виконаний аналіз роботи Асоціації виробників водоочисної техніки та додатково очищеної води за 15 років активної роботи засвідчив низку як вищезгаданих здобутків, так і проблем, урахування яких конче важливо при розгляді можливості створення «водного» технологічно-освітнього кластеру в регіоні [10]. Так, нестабільність соціально-економічної ситуації в країні є більш важливою причиною недовготривалого функціонування навіть невеликих добровільних об'єднань підприємців та фахівців з наукових інституцій, органів державного нагляду та контролю, ніж недостатність спеціально підготовлених управлінців. Адже перепрофілювання чи навіть ліквідація низки установ – активних членів АВТ, значно зменшили результативність напрацювань асоціації та можливість «волонтерського»

виконання низки необхідних досліджень щодо перспектив розвитку та нових напрямків впровадження технологій додаткового очищення водопровідної води в кінцевих терміналах. Зацікавленість місцевих органів управління у розбудові стабілізуючого «водного» технологічно-освітнього кластеру в регіоні та їх співпраця з АВТ дійсно можуть сприяти покращенню забезпечення якісною водою населення, підприємств та установ півдня країни – саме як адаптивної стратегії розвитку регіону.

### Література

1. Соколенко С. І. Кластери в глобальній економіці. / [Текст] // К.: Логос, 2014 - 848 с.
2. Портер М. Экономическое развитие регионов / [Текст] М. Портер // Пространственная экономика, 2006. - №4. - С.25-27.
3. Laura Martin. The Top 12 Water Technology Hotspots In America. - Water Online. -2014 <http://www.wateronline.com/doc> (Звернення 15.06.2016)
4. Global Risks Perception Survey 2016. World Economic Forum. Report/ // Davos, Geneva, Switzerland: WEF, 2016. – 103 p.
5. Котлер Ф. Маркетинг. / [Текст] Ф. Котлер, Дж. Боуэн, Дж. Мейкенз - М.: ЮНИТИ, 2008. - 787с.
6. Стрікаленко Т. В. Плани забезпечення безпечності води як складова управління якістю води та сталого розвитку./ [Текст] Т. В. Стрікаленко // Розвиток креативного публічного управління: Мат-ли міжнар. науково-практ. конф. – К.: АМУ, 2016. – С.381-383.
7. Стрікаленко Т. В. Інноваційний підхід до організації управління виробництвом води. / [Текст] Т. В. Стрікаленко, О. В.Ляпіна, О. М. Берегова // Харчові технології, хлібопродукти і комбікорми: Зб. тез доп. міжнар. науково-практ. конф. – Одеса: ОНАХТ, 2016. – С. 102-104.
8. Псахис Б. Й. Новая форма организации усилий по совершенствованию водообеспечения населения. / [Текст] Б. И. Псахис, А. М. Войтенко, Л. И. Засыпка. // Эколого-экономические проблемы Днестра: Тезисы докл. междунар. научно-практ. конф. – Одесса: ЮНЦ НАНУ, 2000. – С.54.
9. Стрікаленко Т. В. Управління за результатами в гігієні водопостачання: 10-річний досвід./ [Текст]. Т. В. Стрікаленко, Л. Г. Засыпка. //Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України: Зб. тез доп. науково-практ. конф. – Випуск 5. – К.: АМНУ, 2003. – С.94.
10. Стрікаленко Т. В. Водна криза: технологічні інновації та перспективи їх впровадження / [Текст] Т. В. Стрікаленко, О. В.Ляпіна, О. М. Берегова // Адаптивні стратегії розвитку підприємств харчової промисловості в умовах мінливого світу: Мат-ли наукового симпозиуму з міжнар. участю. – Одеса: Астропринт, 2017. - С. 139–143.



## МОНІТОРИНГ ВМІСТУ КАРБОНІЛЬНИХ СПОЛУК У ВОДІ РІЧКИ УЖ

\*Сухарев С.М., \*\*Марійчук Р.Т., \*Сухарева О.Ю., \*Онисько М.Ю.

*\*Державний вищий навчальний заклад*

*«Ужгородський національний університет», Україна, м. Ужгород*

*e-mail: ssukharev@ukr.net*

*\*\*Presov University in Ppresov, Slovak Republic*

*e-mail: mariychuk@ukr.net*

Карбонільні сполуки є відносно поширеними компонентами об'єктів довкілля, в т.ч. у водному середовищі, проте деякі альдегіди та кетони є достатньо токсичними речовинами. Джерела надходження зазначених речовин у водне середовище можуть бути як природні, так і антропогенні, але відносна токсичність і рухливість цих компонентів у воді обумовлює актуальність моніторингу їх вмісту у водоймах. При цьому виникає необхідність визначення як сумарного (валового) вмісту карбонільних сполук, так і визначення окремих компонентів за необхідності.

Систематичні та масові моніторингові дослідження вимагають, щоб методи визначення екотоксикантів були доступними, а методики – надійними, експресними і простими у виконанні. З огляду на це, хроматографічні методи, які є ефективними при визначенні карбонільних сполук, малопридатні для масових моніторингових досліджень. Тому поширення набули методи молекулярної абсорбційної спектроскопії та тест-методи аналізу. Серед реагентів, які використовуються для спектрофотометричного визначення карбонільних сполук найбільшого поширення набув динітрофенілгідразин, на основі якого розроблені стандартні методики визначення сумарного вмісту карбонільних сполук у об'єктах довкілля. Але використання цього реагенту вимагає застосування токсичних екстрагентів, що не відповідає вимогам «зеленої» хімії. Крім того, даний реагент є токсичним і нестійким при зберіганні. Тому виникає необхідність пошуку нових аналітичних форм, які були б ефективними для визначення сумарного вмісту карбонільних сполук методом молекулярної абсорбційної спектроскопії.

Дослідження показали, що для спектрофотометричного визначення карбонільних сполук можна використати реакцію конденсації між гідрозидами карбонових кислот і карбонільних сполук у водному середовищі, адже утворювані гідрозони легко вступають у гідрозон- $\alpha$ -оксиазинову таутомерію, що супроводжується батохромним зсувом максимуму світлопоглинання розчинів. Систематичні дослідження взаємодії даних компонентів дозволили знайти оптимальні умови для проведення визначення карбонільних сполук, обґрунтувати вибір реагентів, визначити хіміко-аналітичні характеристики нових аналітичних форм. На основі цього розроблені нові методики визначення сумарного вмісту карбонільних сполук, які є надійними, експресними, простими у виконанні і не потребують складного лабораторного обладнання, що стало основою систематичних моніторингових досліджень по оцінці вмісту карбонільних сполук у воді річки Уж, яка є транскордонною.

Вибір річки Уж (від витoku – Ужанський національний парк, Україна, до впадання у річку Лаборець, Словаччина) обумовлений тим, що річка зазнає значного антропогенного навантаження, в т.ч. за рахунок впливу стічних вод Перечинського лісохімкомбінату, а відтак вміст токсичних карбонільних сполук у воді річки може бути значимим. На основі проведених моніторингових досліджень проведено картографування басейну річки за розподілом карбонільних сполук у воді, виділено ділянки найбільшого антропогенного навантаження, а також запропоновані заходи щодо зменшення ступеня антропогенного навантаження на річку Уж.

Дане дослідження проведено за підтримки National Scholarship Program SAIA, Slovak Republic.

## ЕЛЕКТРОХІМІЧНЕ РОЗДІЛЕННЯ МІДІ, ЦИНКУ ТА НІКЕЛЮ В ПРОЦЕСІ ІОНООБМІННОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

*Сухарева Анастасія Сергіївна, аспірант<sup>1</sup>, Трохименко Ганна Григорівна, к.б.н., доцент<sup>1</sup>, Гомеля Микола Дмитрович, д.т.н., професор<sup>2</sup>*

*1- Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, Україна, м. Миколаїв, [nastya.sukhareva92@gmail.com](mailto:nastya.sukhareva92@gmail.com), [antr@ukr.net](mailto:antr@ukr.net).*

*2- Національний політехнічний університет України «Київський політехнічний інститут», Україна, м. Київ, [m.gomelya@kpi.ua](mailto:m.gomelya@kpi.ua)*

Особливо актуальною для України є проблема антропогенного забруднення навколишнього середовища. Так, на кожного жителя України припадає 300 кг шкідливих техногенних речовин, в тому числі і важких металів, які здатні утворювати високотоксичні сполуки [1].

Важкі метали в основному потрапляють до стічних вод від кольорової металургії, лакофарбової промисловості, машинобудівної галузі, гальванічних виробництв, виробництва акумуляторів та скла, хімічної обробки рослин, фосфорних мінеральних добрив і т.д [1].

Гальванічне виробництво споживає відносно небагато води, але його стічні води є одними з найбільш токсичних і шкідливих. В його стічних водах багато важких металів, які потрапляють до навколишнього середовища і накопичуються в живих організмах і донних відкладеннях, осадах, що утворюється при очищенні стічних вод, як на промислових підприємствах, так і на міських очисних спорудах, що перешкоджає їх подальшій утилізації [1].

До важких металів відносяться залізо, марганець, кобальт, цинк, хром, мідь, молібден, нікель, селен та інші. Якщо вміст важких металів перевищує в 40 разів природній фон, вони стають небезпечними для живих організмів [2].

Вибір методу для очищення стічних вод залежить від вимог до якості води та доступності. Виділяють такі методи, як фізичні, хімічні, фізико-хімічні, реагентні, а також у природних умовах [3]. Найбільш перспективним методом вилучення іонів важких металів із стічних вод різного походження є іонний обмін, який дозволяє організувати замкнуті (безстічні) цикли водокористування та забезпечує створення маловідходних процесів переробки відпрацьованих регенераційних розчинів [4]. При цьому для переробки рідких відходів доцільно використовувати електрохімічні методи, що дозволяють повертати у виробництво цінні важкі метали та багаторазово використовувати регенераційні розчини [5]. Особливістю цих методів є можливість відмови від реагентів, які стають все більш дорогими і дефіцитними, а також в компактності установок, безперервності процесу і легшою їх автоматизацією [6].

Для вивчення процесів сорбції та десорбції іонів міді та цинку використовували сильнокислотний катіоніт КУ-2-8. Для регенерації використовували 10%-й розчин сірчаної кислоти.

Результати сорбції іонів міді та цинку приведені на рис.1. Згідно приведених вихідних даних по сорбції, повна обмінна динамічна ємність (ПОДС) по цинку іоніту була дещо вищою, в порівнянні з міддю. Проте це обумовлено не стільки селективністю іонів цинку, як більшою їх концентрацією у вихідному розчині.

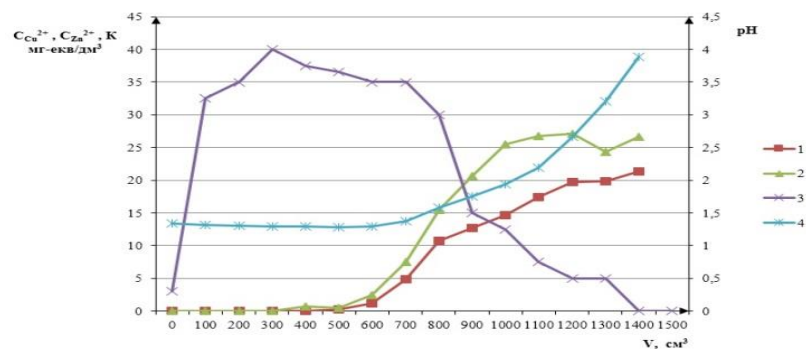


Рис.1. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1), цинку (2), кислотності (3) та рН (4) розчину ( $[Cu^{2+}] = 20$  мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $[Zn^{2+}] = 27,6$  мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $[SO_4^{2-}] = 48$  мг-екв/дм<sup>3</sup>) при фільтруванні його через катіоніт КУ-2-8 в кислій формі ( $V_i = 20$  см<sup>3</sup>) (ОДЄ<sub>1</sub> = 306 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ПОДЄ<sub>1</sub> = 920 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ОДЄ<sub>2</sub> = 552 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ПОДЄ<sub>2</sub> = 1187 мг-екв/дм<sup>3</sup>).

Ступінь регенерації за іонами міді досяг 100%, за цинком – 92,1%.

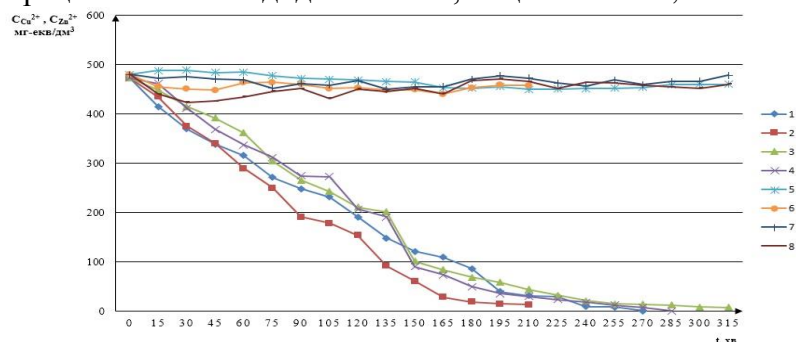


Рис.2. Залежність залишкової концентрації іонів міді (1, 2, 3, 4) та цинку (5, 6, 7, 8) від часу електролізу розчинів, що містять 472,5 мг-екв/дм<sup>3</sup> іонів міді та 480,0 мг-екв/дм<sup>3</sup> іонів цинку (1-8) при кислотності розчинів 1000 мг-екв/дм<sup>3</sup> (1, 2, 5, 6), 500 мг-екв/дм<sup>3</sup> (3,7) та 0 мг-екв/дм<sup>3</sup> (4, 8).

Для електролізу використовували модельні розчину сульфату міді, цинку та нікелю. Крім цього в цих розчинах присутній надлишок кислоти. Тому для вивчення процесів електрохімічного розділення з надлишком та без надлишку сірчаної кислоти. Як електроди використовували катод із нержавіючої сталі та титановий анод покритий оксидом рутенію.

Як видно з рис.2 та рис.3 електроліз суміші солей міді, цинку та нікелю в однокамерному електролізері проходив в основному з виділенням міді у вигляді порошку.

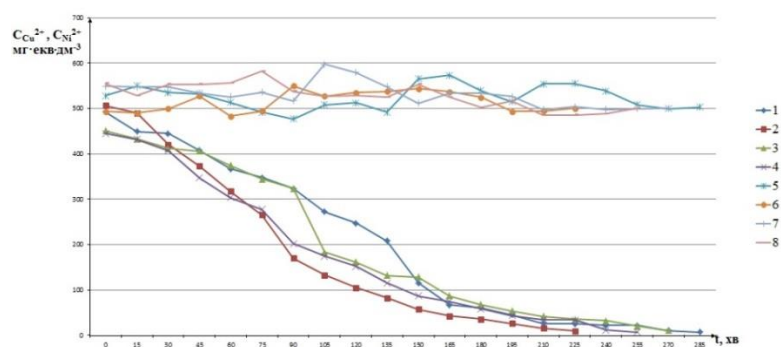


Рис.3 Залежність залишкової концентрації іонів міді (1, 2, 3, 4) та нікелю (5, 6, 7, 8) від часу електролізу розчинів, що містять 473,8 мг-екв·дм<sup>-3</sup> іонів міді та 531,3 мг-екв·дм<sup>-3</sup> іонів нікелю (1-8) при кислотності розчинів 1000 мг-екв·дм<sup>-3</sup> (1, 2, 5, 6), 500 мг-екв·дм<sup>-3</sup> (3,7) та 0 мг-екв·дм<sup>-3</sup> (4, 8).

Як і слід було очікувати, в процесі електрохімічного відновлення міді кислотність зростала, тому що на аноді утворювалась кількість протонів, еквівалентна кількості

відновленої міді. Очевидно, саме тому в усіх 4-х випадках відмічено збільшення кислотності розчину в процесі електролізу на величину, еквівалентну кількості відновленої міді.

Отриманий розчин сульфату цинку та нікелю з надлишком сірчаної кислоти можна досить легко переробляти у двохкамерних електролізерах [7].

В результаті можна отримати металевий цинк та нікель у вигляді порошку та сірчану кислоту. Сірчана кислота придатна для повторної регенерації катіоніту. Таким чином, можна реалізувати безвихідний процес вилучення міді та цинку при іонообмінному їх вилученні з води.

#### Список використаних джерел

- [1] **Долина Л.Ф.** Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов [Текст]: Монография. – Днепропетровск.: Континент, 2008. – 254 с.  
Dolina L.F. *Sovremennaya tekhnika i tekhnologii dlya ochistki stochnykh vod ot soley tyazhelykh metallov* [Modern technology and technologies for wastewater treatment from salts of heavy metals]. Dnepropetrovsk, Continent Publ., 2008. 254 p.
- [2] **Jiaping Paul Chen** Decontamination of Heavy Metals: Processes, Mechanisms, and Applications [Text], CRC Press/Taylor and Francis Group, 2012. – 454 p.
- [3] **Долина Л.Ф.** Новые методы и оборудование для обеззараживания сточных вод и природных вод [Текст]. – Днепропетровск: Континент, 2003. – 218 с.  
Dolina L.F. *Novye metody i oborudovanie dlya obezzarazhivaniya stochnykh vod i prirodnykh vod* [New methods and equipment for disinfection of sewage and natural waters]. Dnepropetrovsk, Continent Publ., 2003. 218 p.
- [4] **Гомеля М.Д.** Дослідження процесів очистки води від кадмію на катіоніті КУ-2-8 [Текст] / М.Д. Гомеля, О.В. Глушко, І.С. Сагайдак, В.М. Радовенчик // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 1998. – №1. – С.53 – 56.  
Homelia M.D., Hlushko O.V., Sahaidak I.S., Radovenchuk V.M. *Doslidzhennia protsesiv ochystky vody vid kadmiu na kationiti KU-2-8* [Investigation of cadmium from water treatment to KU-2-8 cation]. Ekotekhnologii i resursoberezhennia – Ecotechnology and resource saving, 1998, no. 1, pp. 53 – 56.
- [5] **Гомеля М.Д.** Електрохімічне вилучення іонів нікелю з нейтральних та кислих регенераційних розчинів [Текст] / М.Д. Гомеля, Ю.А. Омельчук, О.В. Глушко, В.С. Камаєв // Східно-європейський журнал передових технологій. – 2011. – №6/6(54). – С. 26 – 29.  
Homelia M.D., Omelchuk Yu.A., Hlushko O.V., Kamaiev V.S. *Elektrokhimichne vyluchennia ioniv nikeliu z neutralnykh ta kyslykh reheneratsiinykh rozchyniv* [Electrochemical removal of nickel ions from neutral and acid regeneration solutions]. Skhidno-evropeyskyi zhurnal peredovykh tekhnolohii – Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 2011, no. 6/6(54), pp. 26 – 29.
- [6] **Ивлева А.М.** Современные методы очистки воды [Текст]: учебное пособие / А.М. Ивлева, С.В. Образцов, А.А. Орлов; Томский политехнический университет. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2010. – 78 с.  
Yvleeva A.M., Obratsov S.V., Orlov A.A. *Sovremennye metody ochistki vody* [Modern methods of water treatment]. Tomsk, Tomskiy politekhnicheskiiy universitet Publ., 2010. 78 p.
- [7] **Гомеля Н.Д.** Электрохимическое извлечение ионов цинка и кадмия из регенерационных растворов при ионообменной очистке воды [Текст] / Н.Д. Гомеля, Е.В. Глушко, Т.В. Крысенко, С.С. Ставская // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2009. – №2. – С.68 – 71.  
Gomelya N.D., Glushko Ye.V., Krysenko T.V., Stavskaya S.S. *Elektrokhimicheskoe izvlechenie ionov tsinka i kadmiya iz regeneratsionnykh rastvorov pri ionoobmennoy ochistke vody* [Electrochemical extraction of zinc and cadmium ions from regeneration solutions during ion-exchange water purification]. Ekotekhnologii i resursoberezhennia – Ecotechnologies and Resource Saving, 2009, no. 2, pp. 68 – 71.

## ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ КОСМІЧНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА ЗЕМНОЮ ПОВЕРХНЕЮ ДЛЯ ОЦІНКИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ ВОДОЙМИ ОХОЛОДЖУВАЧА ЗА УМОВИ ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ВОДИ

*Томченко О.В.<sup>1</sup>, Силаєва А.А.<sup>2</sup>, Протасов О.О.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> ДУ "Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України", Україна, Київ  
*tomch@i.ua*

<sup>2</sup> Інститут гідробіології НАН України, Україна, Київ  
*labtech-hb@ukr.net*

Дослідження водних ресурсів в теперішній час важко уявити без використання супутникових методів і технологій. За допомогою аналізу космічних знімків можна не лише отримати уявлення про стан водойм та водотоків, водозбірних басейнів, а й оцінити їх екологічний стан. Основними перевагами використання космічних знімків є: одночасне охоплення значної площі акваторії/території та певного часового проміжку, безперервність інформаційного змісту знімка для кожної точки зображення, висока періодичність реєстрації даних аналізу (наприклад, стану водних мас, прибережних територій).

Космічні знімки, отримані в різних спектральних діапазонах, виконують роль реальної картографічної основи, яка забезпечує співставлення та екстраполяцію інформації, отриманої в результаті наземних спостережень. Такий підхід при використанні інтегральних інформативних показників відкриває нові можливості для виявлення загальних тенденцій змін, що відбуваються у екосистемах. Він може скласти основу комплексного моніторингу водойм та їх водозборів на якісно новому рівні. Зокрема, розроблені методологічні підходи, програми і відповідні алгоритми обробки матеріалів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) дозволяють (Томченко, 2014):

- здійснювати інвентаризацію водойм та водотоків, водогосподарських, зрошувальних і зволожувальних меліоративних систем та гідротехнічних споруд, у т.ч. отримувати різномасштабні карти ландшафтів водозборів та оцінювати ступінь їх антропогенного порушення;

- відслідковувати сингенетичні та екзогенні зміни рослинного покриву, трансформацію ландшафтів;

- визначати біологічну продуктивність водойм, оцінювати біоресурси (запаси фітомаси макрофітів, ступінь розвитку угруповань планктону);

- виявляти антропогенно спровоковані і природні зміни водної маси (природне та антропогенне евтрофування, зміну прозорості води, загальної мінералізації, наявність суспензій тощо);

- контролювати утворення ділянок теплового забруднення водних об'єктів і виявляти ділянки порушених санітарних зон в районах водозборів;

- здійснювати екологічний моніторинг на базі ГІС-технологій.

В теперішній час у зв'язку з виробничою та економічною необхідністю відбувається виведення з експлуатації водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС (ВО ЧАЕС). Після відключення у 2014 р. насосів, що закачували воду з р. Прип'ять до ВО для компенсації випаровування та фільтрації, відбувається неконтрольоване зниження води в охолоджувачі. З екологічної точки зору цей процес впливає, в першу чергу, на трансформацію літоральної зони ВО. Метою даної роботи була оцінка змін, що відбуваються у цій зоні ВО з використанням інформації ДЗЗ.

Для проведення ретроспективного аналізу трансформації літоральної зони ВО ЧАЕС були використана серія космічних знімків у літні періоди 2014 р. – Landsat 8 з просторовим

розрізненням 15 м/піксель та 2015–2017 рр. – Sentinel-2A з просторовим розрізненням 10 м/піксель.

В якості дешифрувальних ознак використовувалися спектральні яскравості відбиваючих поверхонь виділених типів класів, отриманих на основі еталонних ділянок, завірених в ході польових досліджень. Для класифікації космічних знімків застосовувався класифікатор, побудований на штучних нейронних мережах. В ході дешифрування космічних знімків нами було виділено 11 типів відбиваючих поверхонь об'єднані у два цільові класи: новоутворена суша та водна поверхня.

За основу акваторії дослідження площею 21,629 км<sup>2</sup> було обрано чисту водну поверхню охолоджувача з максимальним рівнем води на відмітці висот 111 м над рівнем моря станом на 2014 р., при цьому в розрахунки не входили антропогенно сформовані стабільні території, утворені при будівництві, зокрема направляюча дамба посередині охолоджувача.

На основі отриманих тематичних карт було розраховано площі суші та води. Процес зниження рівня води проходив нерівномірно, так до серпня 2015 р. площа ВО зменшилася на 2,029, до серпня 2016 р. і 2017 р. – відповідно ще на 5,202 і 1,517 км<sup>2</sup>, а загалом протягом 2014–2017 рр. – на 8,746 км<sup>2</sup>. За цей період рівень знизився від відмітки до 106 м над рівнем моря. Літоральні ділянки у ВО були представлені піщаними ґрунтами різного ступеня замулення, до літоралі ми віднесли і кам'яну відсипку укріплення дамб. Практично повне відокремлення колишніх «теплої» та «холодної» зон першої черги ВО, а також осушення кам'яної відсипки, яка була основним біотопом для розвитку перифітону, відбулося вже у 2015 р. Що стосується зниження рівня по зонам, то цей процес по роках проходив неоднаково (рис. 1).

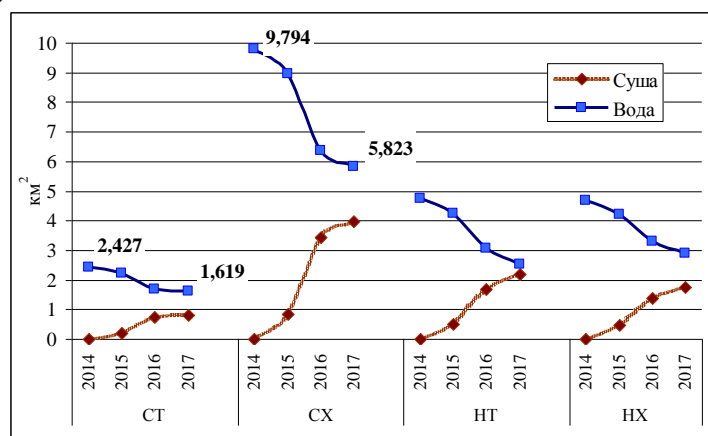


Рис. 1. Зміни площі води і суші по зонам ВО ЧАЕС протягом 2014–2017 рр. Зони водойми відповідно до експлуатації I черги: СТ – «стара тепла», СХ – «стара холодна»; II черги: НТ – «нова тепла», НХ – «нова холодна» (див. рис. 2).

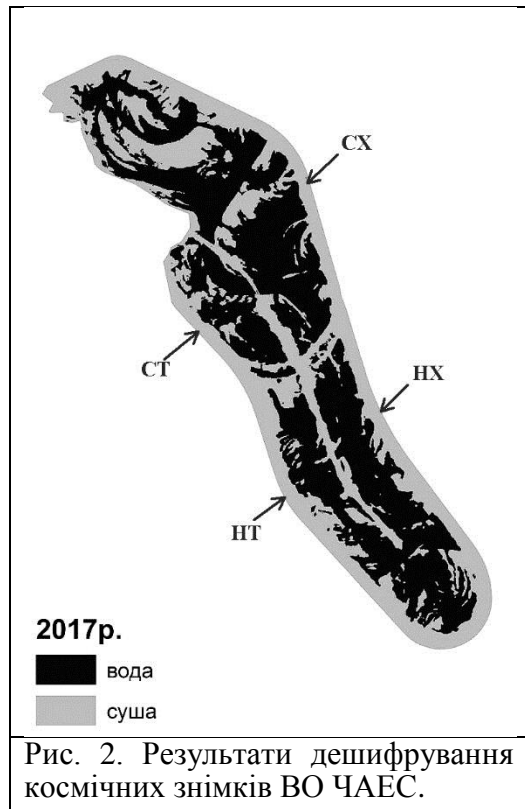
У зв'язку з тим, що рельєф дна ВО досить складний, при зниженні рівня води на колишній акваторії виникають острови, напівострови складної конфігурації (рис. 2). Так, у 2016 р. з під води з'явилися найбільші за площею ділянки порівняно з іншими роками.

Літоральні ділянки природних донних ґрунтів водойм, як і тверді субстрати, зокрема антропогенної природи, є субстратом для мешкання безхребетних – зообентосу і зооперифітону.

Загалом таксономічний склад безхребетних зообентосу та зооперифітону ВО ЧАЕС до спуску був достатньо багатий, кількість таксонів складала більш як 90 видів та таксонів більш високого рангу. У ВО мешкає два види дрейсенід – *Dreissena polymorpha* Pall. і *D. bugensis* Andr., ці молюски утворювали у донних біотопах та на кам'яному субстраті дамб значні поселення з високими показниками рясності. На теперішній час можна констатувати,

что зниження рівня води у ВО не викликало суттєвого зменшення таксономічного багатства безхребетних зообентосу і зооперифітону в тому числі на нових ділянках літоралі.

Кількісний розвиток зообентосу і зооперифітону залежить від глибини і більш значний саме на літоральних ділянках. Біомаса зооперифітону на глибині 2 м на кам'яному укріпленні дамби до спуску досягала більш як  $10 \text{ кг/м}^2$  і була у 2,5 рази вищою за таку на глибині до 0,5 м. На відміну від зооперифітону, кількісні показники зообентосу знижуються зі збільшенням глибини.



У ВО у донних біотопах на замуленому піску та інших ґрунтах на глибині до 0,5 м були відмічені локальні поселення дрейсенід з біомасою більше  $1 \text{ кг/м}^2$ , найбільш масові поселення були характерні для глибини 3—5 м – з біомасою близько  $4 \text{ кг/м}^2$ . На глибині 6–10 м на мулах біомаса безхребетних складала порядку  $10 \text{ г/м}^2$  при домінуванні крупних личинок хірономід і олігохет-тубіфіцид.

Дані щодо площ осушеної літоралі дали змогу оцінити запаси безхребетних, що мешкали на літоральних ділянках та, з певною вірогідністю, відмирили внаслідок зниження рівня води. Враховуючи середню біомасу зообентосу і зооперифітону, отриману протягом натурних гідробіологічних досліджень та площу осушених ділянок ВО, було розраховано орієнтовний запас безхребетних, що потрапили у зону осушення. Так, протягом першого року при зниженні рівня води цей запас складав 11,6 тис. т, значну частину якого складали дрейсеніди, що масово заселяли штучні субстрати, зокрема кам'яне укріплення дамб.

Візуальні натурні спостереження у 2016 р. підтвердили значне відмирання дрейсенід, прибережні ділянки ВО були вкриті значним шаром ракушняка. До 2017 р. запас безхребетних, що

потрапили у зону осушення, різко зменшився, і складав 0,9 тис. т, це пояснюється тим, що його основою були в основному безхребетні «м'якого» зообентосу (в основному личинки хірономід та олігохети), а розвиток дрейсенід значно зменшився. Таке значне зменшення запасу у 2017 р. пояснюється ще і тим, що зі зниженням рівня води різко зменшилася кількість техногенних та природних субстратів, придатних для розвитку зооперифітону, тому рівень його розвитку кардинально знизився.

Таким чином, використання даних, отриманих завдяки космічним технологіям, дозволило отримати унікальний матеріал щодо біотопічних змін у водоймі, що, в свою чергу дозволило зробити оцінку наслідків зниження рівня води та суттєвої трансформації всієї екосистеми.

Окрім виконаної роботи, заплановано проведення робіт з аналізу додаткових тематичних карт, зокрема розподілу температури поверхні та ряду індексів: мутності – Normalized Difference Turbidity Index (NDTI), вегетаційного – Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Rouse, Haas, Schell, Deering, 1973), водного – Normalized Difference Water Index (NWI) (Gao 19963) та альгоіндексу – Normalized Difference Algae Index (NDAI).

## **ЗВОРТНЬООСМОТИЧНЕ ОПРІСНЕННЯ ВОДИ ТА ПЕРЕРОБКА КОНЦЕНТРАТІВ, ЩО ПРИ ЦЬОМУ УТВОРЮЮТЬСЯ**

*Трус І.М., Грабітченко В.М., Гомеля М.Д.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [inna.trus.m@gmail.com](mailto:inna.trus.m@gmail.com)*

Проблема знесолення природних та стічних вод є однією із найскладніших проблем в технології водоочищення. Не дивлячись на значний прогрес в даній галузі, створення та впровадження нового обладнання та технологій очищення води рівень забрудненості природних водойм постійно зростає. Особливо гостро стоїть проблема підвищення рівня мінералізації води, тому що існуючі технології очищення стічних вод при достатньо високій ефективності по очищенні води від завислих речовин, колоїдних домішок, розчинних і нерозчинних органічних поллютантів практично не придатні для знесолення води. З іншого боку розроблені досконалі установки баромембранного, електродіалізного, іонообмінного та термічного опріснення води вирішують проблему знесолення води локально, але ніяк не вирішують її в цілому. Це пов'язано з тим, що будь-який метод знесолення при отриманні прісної води передбачає утворення концентрованих сольових відходів, які частіше за все скидаються в природне середовище, суттєво погіршуючи якість природних вод. Не вирішує проблему і випаровування розчинів солей до сухого стану. Не дивлячись на значні енерговитрати при випарюванні та висушуванні розчинів, ще більші затрати виникають при захороненні отриманих сухих залишків мінеральних солей в спеціально обладнаних сховищах. Розміщення їх на звичайних звалищах побутових відходів цілком обґрунтовано заборонено чинним екологічним законодавством. Єдиним виходом при вирішенні даної проблеми є повна переробка концентрованих сольових відходів з отриманням корисних продуктів.

Найбільш поширеною технологією знесолення води на даний час є зворотний осмос, оскільки його застосування практично повністю виключає використання реагентів і значно скорочується кількість солей, що скидаються в поверхневі джерела. Він має високу ефективність завдяки високій селективності мембран. Але для запобігання забрудненню водних об'єктів необхідна розробка рішень для переробки концентратів, що утворюються при баромембранному очищенні води [1, 2].

Переробку концентратів баромембранного знесолення води, що містять лише сульфати, гідрокарбонати та іони жорсткості можна звести до реагентного висадження сульфатів та іонів жорсткості у вигляді карбонату кальцію, гідроксиду магнію та гідроксоалюмосульфату кальцію. Проте в присутності хлоридів таким чином демінералізацію провести неможливо, так як хлориди в цьому випадку з води не виділяються. При проведенні електролізу розчинів, що містять хлориди та сульфати можна отримати сірчану кислоту та активний хлор. Але при цьому сірчана кислота містить домішки хлоридів (соляної кислоти) та активного хлору. Крім того, уловлювання і переробка активного хлору є складним процесом. При наявності в розчині лише хлорид-аніонів, карбонатів та гідрокарбонатів можна отримувати при електродіалізі луг та соляну кислоту або гіпохлорит натрію. Тому ефективним є зворотньоосмотичне опріснення води при попередньому іонообмінному розділенні хлоридів та сульфатів або хлоридів, сульфатів та нітратів.

Для вивчення процесів електролітичної переробки хлормістких концентратів воду очищену іонним обміном від сульфатів, знесолювали на зворотньоосмотичній установці. Результати приведено в табл. 1 та 2. Як видно з табл. 1 при використанні зворотньоосмотичної мембрани Filmtec TW-30-1812-50 при фільтруванні розчину з концентрацією хлоридів  $\sim 1000$  мг/дм<sup>3</sup> при ступені відбору концентрату 66 % концентрація



хлоридів сягає 4000 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому селективність мембрани по хлоридах знижується з 95,17 % до 74,50 %, а середній вміст хлоридів у перміаті не перевищує 180 мг/дм<sup>3</sup>. В разі фільтрування отриманого концентрату з використанням даної мембрани при ступені відбору перміату 74 % селективність мембрани знижується з 86 до 70 %, а концентрація хлоридів в концентраті зростає до 16,5 г/дм<sup>3</sup> (табл. 2).

Таблиця 1 – Зміна концентрації хлоридів, іонів жорсткості, лужності та рН середовища в перміаті (I) та концентраті (II), продуктивності (J) та селективності (R) мембрани Filmtec TW-30-1812-50 по хлоридах та іонах жорсткості із збільшенням ступеню відбору перміату (Z) при фільтруванні модельного розчину ( $\rho = 1029,5$  мг/дм<sup>3</sup>, Ж = 0,15 мг-екв/дм<sup>3</sup>, Л = 0,28 мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН = 7,15) (P = 4 атм)

Z, %	ρ, мг-екв/дм <sup>3</sup>		Ж, мг-екв/дм <sup>3</sup>		Л, мг-екв/дм <sup>3</sup>		рН		J, дм <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> ·год	R, %	
	I	II	I	II	I	II	I	II		Cl <sup>-</sup>	Ж
10	1,40	28,00	0,00	0,35	0,09	0,55	7,55	7,56	12,50	95,17	100,00
20	1,50	36,00	0,00	0,40	0,15	0,55	7,10	7,66	11,54	94,65	100,00
30	2,40	37,00	0,00	0,50	0,17	0,90	6,98	7,77	10,34	93,33	100,00
40	3,83	46,00	0,00	0,60	0,18	1,30	7,25	7,96	8,82	89,64	100,00
50	4,40	64,00	0,01	1,00	0,19	1,50	7,22	8,12	7,32	90,43	98,33
60	7,60	80,00	0,02	1,20	0,20	1,60	7,24	8,32	3,70	88,13	98,00
66	20,20	115,00	0,08	1,60	0,21	1,80	7,80	8,45	1,78	74,75	93,33

Таблиця 2 – Зміна концентрації хлоридів, іонів жорсткості, лужності та рН середовища в перміаті (I) та концентраті (II), продуктивності (J) та селективності (R) мембрани Filmtec TW-30-1812-50 по хлоридах та іонах жорсткості із збільшенням ступеню відбору перміату (Z) при фільтруванні модельного розчину ( $\rho = 3900$  мг/дм<sup>3</sup>, Ж = 1,60 мг-екв/дм<sup>3</sup>, Л = 1,63 мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН = 8,32) (P = 4 атм)

Z, %	ρ, мг-екв/дм <sup>3</sup>		Ж, мг-екв/дм <sup>3</sup>		Л, мг-екв/дм <sup>3</sup>		рН		J, дм <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> ·год	R, %	
	I	II	I	II	I	II	I	II		Cl <sup>-</sup>	Ж
10	18,06	111,01	0,02	2,40	0,13	2,6	7,06	8,42	13,64	83,43	86,67
20	17,49	114,00	0,02	2,60	0,11	2,7	7,06	8,52	11,54	84,24	99,17
30	15,18	126,99	0,03	2,60	0,12	2,9	7,07	8,52	10,71	86,68	98,85
40	22,25	144,00	0,04	2,70	0,16	3,0	7,09	8,62	10,00	82,48	98,46
50	25,49	178,00	0,06	3,00	0,17	3,5	7,20	8,82	8,57	82,30	97,78
60	46,00	236,00	0,08	3,40	0,21	3,7	7,30	8,91	7,89	74,16	97,33
70	72,99	340,00	0,11	4,30	0,27	4,5	7,50	8,92	5,66	69,07	96,76
74	84,99	464,99	0,13	5,60	0,38	5,5	7,70	8,93	7,06	75,00	96,98

Концентрація хлоридів у перміаті при усередненні відібраних 7,4 дм<sup>3</sup> фільтрату сягає 1205 мг/дм<sup>3</sup>. Очевидно, що даний перміат доцільно повертати на попередню стадію фільтрування, так як вміст хлоридів у ньому близький до того, що є у воді, яка повертається на баромембранне знесолення. Таким чином, при обробці води за схемою на рис. 1 об'єм концентрату можливо скоротити з 34 % від початкового об'єму води, при одно стадійному фільтруванні, до 8,2 % при фільтруванні концентрату на зворотньоосмотичному фільтрі.

Слід відмітити, що мембрана Filmtec TW-30-1812-50 відноситься до зворотньоосмотичних мембран низького тиску і забезпечує ефективність знесолення води при тисках до 1 МПа (в даному випадку P = 0,4 МПа) при високій продуктивності мембрани.

При цьому при фільтруванні концентрату відмічено певне зниження селективності мембрани без суттєвого зниження її продуктивності. Тому в цілому застосування даної схеми дозволяє значно скоротити об'єм концентрату при підвищенні концентрації хлоридів у ньому з 4 до 16-17 г/дм<sup>3</sup> при незначному підвищенні споживання електроенергії.

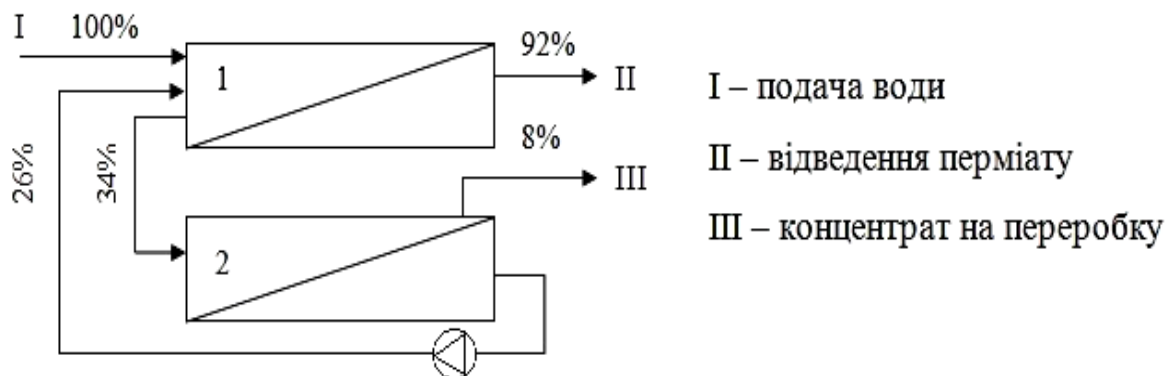


Рисунок 1 – Схема опріснення води на зворотньоосмотичному фільтрі (1) при доочищенні концентрату на зворотньоосмотичному фільтрі (2)

Виходячи з даних результатів в подальшому для переробки даних концентратів доцільно застосовувати методи електрохімічної переробки з утворенням окислених сполук хлору, придатних для дезінфекції води.

**Список використаної літератури:**

1. Трус І.М. Вплив попереднього механічного доочищення води на ефективність зворотньоосмотичного опріснення води / І.М. Трус, М.Д. Гомеля, В.М. Радовенчик // Вісник Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля. – 2013. – № 9 (198) Ч.2. – С. 197-202.
2. Гомеля М.Д. Оцінка ефективності зворотньоосмотичного опріснення води після її пом'якшення на слабокислотному катіоніті / М.Д. Гомеля., І.М. Трус, В.М. Радовенчик // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2014. – № 3. – С. 32-36.

*Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф-70 Державного фонду фундаментальних досліджень.*

# СУЧАСНІ МЕТОДИ ПОВТОРНОГО ВИКОРИСТАННЯ СТИЧНИХ ВОД НАТРІЙ-КАТІОНІТОВИХ ФІЛЬТРІВ

*Турченко Н. О.<sup>1</sup>, Орестов Є. О.<sup>2</sup>, Мітченко Т. Є.<sup>1</sup>.*

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

*Ігоря Сікорського», Київ, Україна*

<sup>2</sup>НВО «Екософт», Київ, Україна

*E-mail: nataliia.turcheniuk@gmail.com*

Серед великої різноманітності методів підготовки води для промисловості широкого поширення набув метод пом'якшення. Для цього найчастіше використовуються фільтри із катіонообмінними смолами в натрієвій формі (натрій-катіонітові фільтри), які регенеруються розчином хлориду натрію – широко доступним та відносно дешевим матеріалом.

Стичні води, що містять регенераційний розчин після натрій-катіонітових фільтрів, важко утилізувати і вони спричиняють засолення ґрунтів. За даними Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році кількість стічних вод становила 5 957 млн м<sup>3</sup>, з яких було скинуто у поверхневі джерела води без очищення – 175 млн м<sup>3</sup>[1]. Для підвищення екологічної безпеки промислових об'єктів, що використовують даний метод пом'якшення, запропоновано ряд технологічних рішень для зменшення кількості стічних вод та їхнього часткового повторного використання.

В основу існуючих методів покладено осадження з розчину солей Са<sup>2+</sup> та Mg<sup>2+</sup> вапном та содою з подальшим відстоюванням та фільтруванням. Таким чином, видаливши іони жорсткості води, можна повторно використовувати розчин хлориду натрію. Проте такі способи очищення є малоефективними, високозатратними та потребують великої кількості обладнання для процесів осадження та фільтрування[2].

Інноваційним методом очищення регенераційних стоків фільтрів пом'якшення води є мембранний метод. Використання специфічних мембранних елементів, які пропускають одновалентні іони та затримують багатовалентні іони (відводячи їх в концентрат), дозволить ефективно очищати регенераційний розчин з малими затратами енергії. Прикладом таких мембранних елементів є DOW FILMTEC™ FORTILIFE™, в тому числі мембранний елемент моделі ХС-N, розроблений саме для вилучення хлориду натрію з потоку концентрату установок зворотного осмосу з метою його повторного використання[3].

Використання таких мембранних елементів дозволить повертати більшу частину розчину назад до схеми натрій-катіонування, тим самим, заощаджуючи реагенти для приготування регенераційного розчину та зменшуючи вплив на навколишнє середовище.

Список літератури:

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році [Електронний ресурс] / Міністерство екології та природних ресурсів України ; за ред. О. І. Бондаря [та ін.]. - Київ : Грінв Д.С., 2016. - 350 с.
2. Амосова Э.Г., Долгополов П.И., Потапова Н.В., "Способ обработки отработанных регенерационных растворов соли натрий-катионитовых фильтров", Патент РФ 2205070.
3. DOW FILMTEC™ FORTILIFE™ Elements. — <http://www.dow.com/en-us/water-and-process-solutions/products/reverse-osmosis/filmtec-fortilife>

## ЧИСТА ВОДА: ЕВОЛЮЦІЯ КРИТЕРІВ ЯКОСТІ І ВОДОПІДГОТОВКА

Українець А.І., Большак Ю.В., Маринін А.І.

Національний університет харчових технологій, Україна, м. Київ,  
andrii\_marynin@ukr.net

В сучасних умовах чистоту забезпечують численні технології водообробки, багато з яких запозиченні від природи з вічного очищаючого кола обігу води. У непорушеному довкіллі чистоту води забезпечувала самодостатність матінки-природи.

В діелектричному повітряному середовищі продукти дисоціації води – електрони (аніони гідроксилу) та протони - при переміщенні повітряних мас створюють цілий каскад електророзрядних явищ, що в свою чергу впливають на структурно-енергетичний стан атмосферної води.

Значний вплив спричиняє сонячна радіація. У відповідності до притаманних їм коливально-обертальних мод, молекули води поглинають певний спектр інфрачервоного випромінення сонця. Підземна вода глибокого залягання колись випала дощем десятиліття, або, навіть, століття до нас, що є запорукою її екологічної досконалості. Як правило, підземна вода глибокого залягання - стерильна.

На практиці, багато споживачів охоче вибирають джерельну та криничну воду, шлях якої у надрах зазвичай не дуже довгий.

Але водночас джерельна і кринична вода має не в повній мірі визнану перевагу перед чистою підземною водою глибокого залягання: особливий структурно-енергетичний збуджений стан, набутий від могутнього впливу електрофізичних атмосферних явищ, а саме: більш високу електроннодонорну активність. Не випадково, що саме джерельні води в екологічно чистих регіонах славляться серед місцевих мешканців як цілющі. Логічний висновок: зважаючи на значні запаси в Україні чистих та багатих на нутрієнти підземних вод глибокого залягання, шлях до поліпшення їх оздоровчих властивостей виглядає як відновлення їх природного структурно-енергетичного стану фізичними та електрофізичними методами, тотожними атмосферній природній водообробці.

Незадовільний сучасний стан поверхневих джерел водопостачання змушує Всесвітню організацію охорони здоров'я (ВООЗ) активно працювати задля забезпечення безпеки питного водопостачання. Починаючи з 1984 року ВООЗ публікує «Настанови з контролю якості питної води», які витримали вже кілька видань, в яких відображено еволюцію підходу світової гігієнічної науки до проблеми безпеки вживання питної води в усіх її багатогранних аспектах.

Підхід ВООЗ позитивно відобразився на якості Державних Санітарних Правил та Норм від 2010р. [1], який замінив застарілий ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая». Але виконати всі вимоги закону неможливо з 2 причин: відсутність в лабораторіях водоканалів необхідних аналітичних приладів та державних методик виконання досліджень. В 2015 році опубліковано черговий документ, що регламентує показники якості питної води – «ДСТУ 7525:-2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості», який неможливо виконати за тих же причин. Але в документі 2010 р. присутні принципово важливі новації: норми контролю безпеки і якості води з бюветів та інших джерел нецентралізованого питного водопостачання. Але особливо цінним є поява поняття фізіологічної цінності питної води.

Тут ми є свідками еволюційного переходу контролю епідеміологічної, хімічної та радіаційної безпеки і якості питної води до нормування параметрів її біологічної цінності, що надає питній воді якісні та кількісні ознаки харчової цінності, як основного продукту харчування людини.

Взагалі, вода є всюдисущою у нашому житті в усіх його проявах. Добраякісна вода є запорукою здоров'я та довголіття [2, 3], при тому, що забруднені джерела водопостачання спричиняють 70% захворювань у світі [1]. Закономірно, що питна вода питно-господарського призначення стрімко втрачає свої функції основного джерела питної води, поступаючись продукції харчової промисловості – бутильованій питній воді.

Через специфіку використання води для потреб галузі у харчових технологіях, якість води регламентується рядом галузевих стандартів і інструкцій [4]. Як продукт харчування,

питна вода потрапляє під дію харчового стандарту ООН Codex Alimentarius [5]. Хоча питна вода не характеризується традиційними для харчових продуктів показниками, стандарт ООН вимагає її відповідності критеріям мікробіологічної та токсикологічної безпеки, а також показникам її харчової цінності – наявністю важливих для організму солей та мікроелементів. Вміст у воді аніонів та катіонів мусить бути відображений на етикетці. Група студентів-добровольців [6] тривалий час (місяць) випивали водопровідну воду, після чого перейшли на вживання бутильованої води. Ретельно виконаний експеримент достеменно зафіксував позитивний вплив на показники здоров'я природної бутильованої води у порівнянні з вживанням водопровідної води.

Відомо, що вода виконує роль посередника між зовнішнім фізичним впливом і біосередовищем, до складу якого ця вода входить [7]. Було показано, що результатом фізичного впливу на воду є зміна структурно-енергетичного стану молекул води, завдяки чому вода може набувати без використання будь-яких хімічних реагентів нового електроннодонорного, або електронноакцепторного стану (редокс-статусу) та може набувати електроннозбудженого стану, поглинаючи певний спектр електромагнітної енергії. Досліджено й випробувано декілька найбільш ефективних безреагентних методів активації молекул води шляхом їх обробки акустичними (ультразвуковими) хвилями; фізичною дегазацією; опроміненням червоним, інфрачервоним та ультрафіолетовим лазером; вихровим електромагнітним полем (ВЕМП); газовою плазмою [8]. Але найбільш вивченим та вживаним є електрохімічна активація за допомогою діафрагмового електролізера [9].

Таким чином, редокс-статус та стан електронного збудження води є новим еволюційно надбаним у процесі розвитку новітніх фізичних методів водообробки критерієм якості води. В останні десятиліття нові дослідження виявили значний вплив електроннодонорних властивостей доквілля, питної води та продуктів харчування на здоров'я людей [9]. Внутрішньоклітинне середовище людини має електроннодонорну активність, а повітря, питна вода та продукти харчування в залежності від свого редокс-статусу здатні підживлювати електронами організм людини. В результаті цілеспрямованої безреагентної активації доквілля, питної води та продуктів харчування можливе досягнення оптимізації електронного стану клітинних середовищ, поліпшення здоров'я та досягнення довголіття людей [10]. Закономірно стверджувати, що до правил гігієни 21 століття щодо якості повітря, питної води та продуктів харчування додається ліквідація дефіциту електронів в усьому, що визначає нашу фізіологічну життєдіяльність.

Література:

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною.
2. Ю.В. Большак, С.В. Воронов, В.Я. Каганов. Здоровье, долголетие и питьевая вода. Проблемы старения и долголетие, 2011, 20, №2. -С.205-207.
3. Руководство по контролю качества питьевой воды (РКПП (второе издание). Том 1. Рекомендации Всемирной организации здравоохранения. Женева, 1994г. – 255с.
4. ДСТУ4283.2:2007 «Соки та сокові продукти»; ГН 6.6.1.1-130» Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді».
5. Стрикаленко Т.В. Гигиенические задачи производства бутилированных вод: вчера, сегодня, завтра // Вода і водоочисні технології. – 2009. -№8-9. – с.52-56.
6. Леонов Д.О. Екотоксикологичні аспекти оцінки біологічної цінності питної води. Актуальні аспекти транспортної медицини. №24(24), 2011. с.38-39.
7. В.Я. Антонченко, А.С. Давыдов, В.В.Ильин. «Основы физики воды» Киев. Наукова думка, 1991. – 672с.
8. Большак Ю.В. Биологическая активность и закономерности формирования безреагентно модифицированной воды. 2015. Киев. Книга плюс. – 200с.
9. Прилуцкий И., Бахир В.М. Электрохимическая активация воды: аномальные свойства, механизм биологического действия. М.ВНИИМТ. АО НПО «Экран», 1997. – 228с.
10. Ю.В.Большак, С.В.Воронов, В.Я.Каганов, Т.А.Солнцева. Безреагентная активация среды обитания человека, питьевой воды и продуктов питания - фактор оптимизации электронного состояния клеточных сред, улучшения здоровья и долголетия. Проблемы старения и долголетие», 2016,№1. – С.40-49.

## ВПЛИВ СОЛЕЙ $\text{Ca}^{2+}$ НА СОРБЦІЮ ІОНІВ $\text{Cu}^{2+}$ ФОСФОРИЛЬОВАНИМ ВУГЛЕЦЕВИМ СОРБЕНТОМ

*Хохотва О.П., Лиштва П.В., Малихіна К.А.*

*Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Україна, Київ, email: [khokhotva@bigmir.net](mailto:khokhotva@bigmir.net)*

Раціональне використання водних ресурсів є однією з актуальних задач екології, в рішенні яких велика роль відводиться очищенні стічних вод різних виробництв. При цьому особливе значення має контроль за вмістом важких металів, які є одними з найбільш небезпечних в екологічному відношенні компонентів природних вод.

Іони важких металів відносяться до пріоритетних речовин, що забруднюють біосферу і проявляють токсичний вплив при низьких концентраціях. Головним антропогенним джерелом надходження важких металів у навколишнє середовище є гальванічні виробництва. Проблема очищення стічних вод від важких металів існує в багатьох галузях промисловості. Вона особливо актуальна зараз, коли світова спільнота стоїть на межі екологічної кризи. Штрафні санкції за скидання важких металів у природні водні ресурси посилюються [1].

На сьогоднішній день існують технології, які дозволяють, за значних концентрацій важких металів, вилучати їх зі стічних вод і після додаткової переробки повертати у виробничий цикл або використовувати на іншому виробництві як вторинну сировину. Однак після проходження очисних споруд у стічних водах все ще лишаються невеликі концентрації забруднюючих речовин, які не дозволяють повторно використовувати воду у виробництві або скидати її у навколишнє середовище без подальшої очистки. У циклах охолодження обладнання у теплоенергетиці вміст важких металів менше  $1 \text{ мг/дм}^3$ . Складність очищення таких вод полягає у тому, що вони містять органічні і неорганічні поліютантні у низьких концентраціях, що робить традиційні широковживані водоочисні технології малоефективними і тому дорогими. Використання сорбційних матеріалів, виготовлених з природної або недорогої синтетичної сировини, є перспективним напрямком вирішення цієї еколого-економічної проблеми.

Як відомо, присутність інших електролітів, особливо іонів жорсткості, суттєво впливає на ступінь вилучення іонів важких металів у процесах, де одним з механізмів є іонний обмін. За значного надлишку солей кальцію досягнути помітного зниження вмісту іонів міді при використанні катіонообмінних смол практично неможливо.

У даній роботі як сорбент іонів важких металів був використаний фосфорильований вуглецевий матеріал, отриманий карбонізацією при  $160 \text{ }^\circ\text{C}$  соснової тирси, попередньо просоченої активаторами 10%-м розчином  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  або сумішшю, що містила 10%  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  і 5%  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ . Фосфорильовання целюлози призводить до включення в структуру однієї ланки однієї, двох, трьох фосфатних груп, які формують основний обмінно-сорбційний потенціал одержуваних матеріалів.

Дослідження сорбційних властивостей проводили на модельних розчинах  $\text{CuCl}_2$  у присутності різних концентрацій  $\text{CaCl}_2$ . Ступінь вилучення іонів міді для обох сорбентів знижувалася з ростом концентрації кальцію і в цілому вона була вища для сорбенту, карбонізованого в присутності карбаміду (рис.1).

Ефективність вилучення міді в присутності солей кальцію фосфорильованим сорбентом зменшилася на третину при зростанні концентрації  $\text{Ca}^{2+}$  з  $50 \text{ мг/дм}^3$  до  $\sim 1 \text{ г/дм}^3$  (співвідношення  $[\text{Ca}^{2+}]:[\text{Cu}(\text{II})] = 6:1$ ). При цьому залишкова концентрація кальцію зменшувалася на відносно сталу величину в діапазоні  $50\text{-}75 \text{ мг/дм}^3$ , яка мало залежала від початкового його вмісту (табл. 1). Тобто, йони  $\text{Ca}^{2+}$  при зростанні їх концентрації поступово займають всю доступну іонообмінну ємність, яка є відносно невеликою, а  $\text{Cu}(\text{II})$

витісняється з катіонообмінних центрів і фіксується на поверхні сорбенту за рахунок хелатоутворення. Реакції утворення малорозчинних гідроксидів міді при взаємодії з гідроксигрупами целюлозного сорбенту малоімовірні, оскільки процес сорбції протікає у області  $\text{pH} < 7$ .

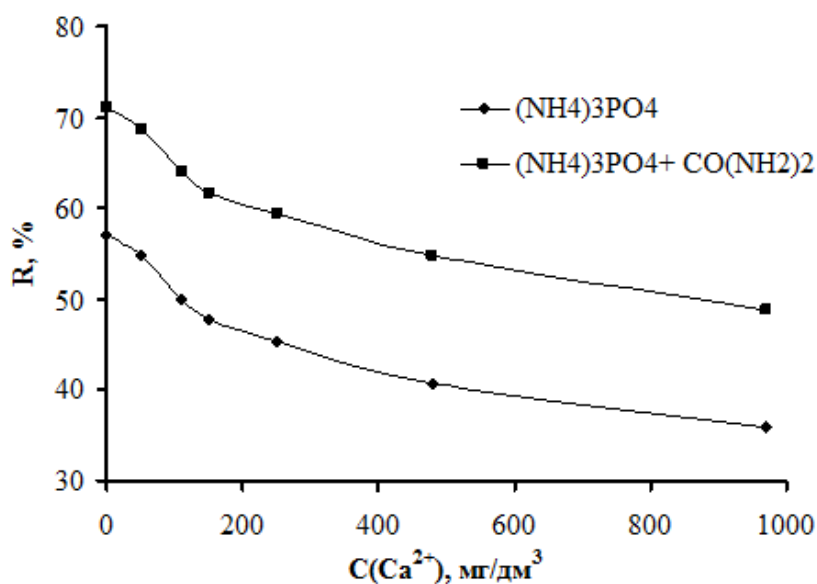


Рис 1. Залежність ступеня вилучення  $\text{Cu}(\text{II})$  фосфорильованим вуглецевим сорбентом, отриманим з різними активаторами, від концентрації  $\text{Ca}^{2+}$  ( $C(\text{Cu}(\text{II})_{\text{поч.}}) = 154 \text{ мг/дм}^3$ ).

Для сорбенту, активованого сумішшю  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 + \text{CO}(\text{NH}_2)_2$ , питома сорбційна ємність по  $\text{Cu}(\text{II})$  була приблизно на 2 мг/г вища при кожній з концентрацій кальцію, а концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  зменшувалася на меншу величину – 40-56 мг/дм<sup>3</sup> в усьому досліджуваному діапазоні (табл. 2).

Таблиця 1. Ефективність вилучення  $\text{Cu}(\text{II})$  з водних розчинів фосфорильованим вуглецевим сорбентом (активатор  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ ) в присутності  $\text{Ca}^{2+}$  ( $C(\text{Cu}(\text{II})_{\text{поч.}}) = 154 \text{ мг/дм}^3$ )

$C(\text{Ca}^{2+}_{\text{поч.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$C(\text{Ca}^{2+}_{\text{кінц.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\Delta C(\text{Ca}^{2+})$	$C(\text{Cu}(\text{II})_{\text{кінц.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$a \text{ Cu}(\text{II})$ , мг/г	$K_{\text{розд.}}$
0	–	–	66,1	8,79	–
50	0	50	69,8	8,42	–
110	49	61	77,0	7,70	0,8
150	89	61	80,6	7,34	1,3
250	178	72	84,2	6,98	2,0
480	407	73	91,5	6,25	3,8
970	895	75	98,7	5,53	6,7

Таблиця 2. Ефективність вилучення  $\text{Cu}(\text{II})$  з водних розчинів фосфорильованим вуглецевим сорбентом (активатор  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 + \text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ) в присутності  $\text{Ca}^{2+}$  ( $C(\text{Cu}(\text{II})_{\text{поч.}}) = 154 \text{ мг/дм}^3$ )

$C(\text{Ca}^{2+}_{\text{поч.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$C(\text{Ca}^{2+}_{\text{кінц.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\Delta C(\text{Ca}^{2+})$	$C(\text{Cu}(\text{II})_{\text{кінц.}})$ , мг/дм <sup>3</sup>	$a \text{ Cu}(\text{II})$ , мг/г	$K_{\text{розд.}}$
0	–	–	44,5	10,95	–

50	10	40	48,1	10,59	0,6
110	57	53	55,3	9,87	2,1
150	98	52	58,9	9,51	3,1
250	201	49	62,5	9,15	7,2
480	428	52	69,8	8,42	9,7
970	914	56	78,8	7,52	19,6

Очевидно, присутність карбаміду під час модифікації позитивно впливає на сорбційні властивості отриманих матеріалів, оскільки сприяє внесенню електронодонорних азотовмісних груп у склад поверхневих функціональних груп лігноцелюлозного матеріалу і глибшому фосфорилюванню лігніну [2]. Зростання коефіцієнту розділення катіонів міді і кальцію при зростанні концентрації кальцію є проявом селективності вилучення іонів важких металів.

На думку авторів [3, 4], міцність зв'язування іонів металів залежить від природи функціональних груп целюлози, а механізм сорбції іонів важких металів на фосфоровмісному целюлозному волокнистому сорбенті полягає в сильному накладанні хімічної адсорбції на фізичну. Основним механізмом процесу є іонний обмін, що супроводжується утворенням комплексних сполук.

#### Література.

1. Клименко, Т. В. Очистка сточных вод от ионов тяжелых металлов // Т. В. Клименко // Современные научные исследования и инновации. - 2013. - №11. - С. 11.
2. Шамаев В.А., Попова Н.И., Берзиньп Г.В. Химические изменения древесины при модифицировании ее мочевиной. // Химия древесины. 1976. № 4. С. 34-38.
3. Ермоленко, И.Н. Исследование механизма сорбции ионов переходных металлов фосфорсодержащим волокнистым ионитом на основе целлюлозы / И.Н. Ермоленко, Е.В. Савриков, Т.Л. Назарова, Л.Е. Фрумкин, Н.В. Шабанова // ЖПХ. - 1987. - Т. 60. - №9. - С. 2053-2057.
4. Fisel, S. Some considerations on the sorption mechanism of  $Al^{3+}$  on cellulose phosphate / S. Fisel, D. Bilba // Rev. Roum. Chim. - 1980. - V. 25. - №9-10. - P.1405-1410.



## ВПЛИВ МІСТА ЧЕРНІГІВ НА СТАН РІЧКИ СТРИЖЕНЬ (БАСЕЙН ДЕСНИ)

Усов О.Є., Жежеря В.А., Цибульський О.І., Батог С.В.

*Інститут гідробіології Національної академії наук України, Україна, Київ,  
acybula@ukr.net*

На сьогодні особливо гостро стоїть питання щодо раціонального та збалансованого водокористування малих урбанізованих річок в умовах катастрофічного зменшення природного стоку і різкого погіршення якості їх вод внаслідок надходження забруднених стічних та зливових вод. Відповідні проблеми існують і в р. Стрижень.

Річка Стрижень – права притока р. Десни першого порядку, що простягається в межах Чернігівської області на 32,4 км. Площа її водозбору складає 158 км<sup>2</sup>. Меандрування русла незначне [1]. На відстані 8,25 км від гирла р. Стрижень протікає в межах м. Чернігова, простягаючись з півночі на південь. Її русло проходить під високим обривистим лівим корінним схилом. Крутизна схилів ярів досягає 15–25°, їх протяжність – до 4 км. Правий схил долини більш пологий, досить щільно забудований [2].

У 60-х роках минулого століття водний стік р. Стрижень був зарегульований п'ятьма ставками, три з яких знаходяться в межах м. Чернігова. Довжина міських водойм становить 1196–1420 м, середня глибина – 1,9–3,5 м, максимальна – місцями перевищує 5,0–9,0 м [1, 2]. Площа ставків становить 74,0–179 тис. м<sup>2</sup>, а об'єм – 255,8–354,0 тис. м<sup>3</sup>. Мілководдя (глибиною до 2 м) займають 17–39 % загальної їх площі.

Огляд фондових, літературних матеріалів та результатів гідроекологічних досліджень, проведених у весняно-літній період 2017 р., дозволили нам провести попередню оцінку стану р. Стрижень в умовах стійкого антропогенного впливу.

**Гідрологічна характеристика.** Норма стоку р. Стрижень складає 14,0 млн. м<sup>3</sup> [1], відповідно середня багаторічна витрата у гирлі річки становить 0,44 м<sup>3</sup>/с. Розрахункова витрата в створі річки, що відповідає руслові ділянці нижче 2-го ставка в межах складає 0,41 м<sup>3</sup>/с, в створі річки біля с. Халявіна – 0,22 м<sup>3</sup>/с. Під час досліджень витрата води у гирловому створі річки була, відповідно, в чотири та десять разів нижчою від середньої багаторічної витрати. Це свідчить про слабкий притік вод, який відповідає стоку у маловодні роки 95 % забезпеченістю.

Притік поверхневих вод до річки, та, відповідно, ставків, в межах м. Чернігова формується переважно за рахунок атмосферних опадів різної інтенсивності. В річку та ставки напряму виходять водовипуски зливової каналізації. Найбільший притік зливових вод відмічається у 1-му ставку, протягом року до нього надходить до 2,63 млн. м<sup>3</sup> зливових вод. Об'єми цих стоків у 2-му та 3-му ставках дещо менші, і становлять, відповідно, 0,21 та 0,09 млн. м<sup>3</sup> [1]. Таке антропогенне навантаження суттєво впливає на водний режим та стан річки, особливо останнього в каскаді ставка (№ 1).

**Гідрохімічна характеристика.** Гідрохімічні дослідження на трьох нижніх ставках р. Стрижень проведено наприкінці травня та в середині липня 2017 р. Проби води відбирали за вертикаллю на вміст розчиненого кисню, значень рН, перманганатної і біхроматної окиснюваності, а також вмісту неорганічних форм азоту і фосфору (табл. 1). У всіх ставках була наявна температурна стратифікація, що характерно для водойм з уповільненим водообміном у літній час. Це призвело до того, що водна товща також була стратифікована за всіма представленими гідрохімічними показниками, а особливо – за вмістом розчиненого кисню, концентрацією амонійного азоту та неорганічного фосфору (рис. 1).

Дефіцит розчиненого кисню біля дна призвів до вторинного забруднення водного середовища сполуками амонійного азоту і неорганічного фосфору, які надходили з донних відкладів.

Таблиця 1. Гідрохімічні показники водойм на р. Стрижень у м. Чернігові, 2017 р.

Гідрохімічні показники	Ставки			Клас якості води за [4]
	№ 1	№ 2	№ 3	
pH	<u>7,38–8,62</u> 6,88–7,54	<u>7,48–8,40</u> 7,44–7,85	<u>7,89–8,82</u> 7,56–7,60	I – 6,9–7,5; II – 6,5–6,8, 7,6–8,1; III – 6,1–6,4, 8,2–8,5; IV – <6,1, >8,5
O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>4,06–18,7</u> 0–2,15	<u>5,6–9,7</u> 1,77–2,9	<u>9,14–13,4</u> 2,29–2,4	I – >8,0; II – 7,1–8,0; III – 5,0–7,0; IV – <5,0
Насичення води O <sub>2</sub> , %	<u>46,1–216</u> 0–23,8	<u>70,2–114,8</u> 20,3–32,2	<u>111–164,5</u> 26,0–26,6	I – 96–105; II – 81–95, 106–120; III – 60–80, 121–140; IV – <60, >140
ПО, мг O/дм <sup>3</sup>	<u>13,1–14,4</u> 10,9–12,9	<u>9,6–12,3</u> 9,9–17,4	<u>10,2–20,1</u> 10,2–15,0	I – <3,0; II – 3,0–10,0; III – 10,1–15,0; IV – >15,0
БО, мг O/дм <sup>3</sup>	<u>22,4–28,4</u> 22,4–24,0	<u>12,8–23,4</u> 16,0–28,2	<u>25,6–28,8</u> 25,4–38,4	I – <9,0; II – 9,0–30,0; III – 31,0–40,0; IV – >40,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0,007–0,961</u> 1,310–9,980	<u>0,040–0,098</u> 0,072–1,244	<u>0,079–0,407</u> 0,314–0,800	I – <0,10; II – 0,10–0,30; III – 0,31–1,00; IV – >1,00
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0,002–0,011</u> 0,001–0,009	<u>0,002–0,006</u> 0,009–0,016	<u>0,006–0,013</u> 0,009–0,015	I – <0,002; II – 0,002–0,010; III – 0,011–0,050; IV – >0,050
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0,022–0,984</u> 0,016–0,095	<u>0,026–0,034</u> 0,059–0,073	<u>0,016–0,129</u> 0,018–0,022	I – <0,200; II – 0,200–0,500; III – 0,510–1,00; IV – >1,00
P <sub>неорг</sub> , мг P/дм <sup>3</sup>	<u>0,187–0,725</u> 0,640–4,763	<u>0,149–0,187</u> 0,253–0,352	<u>0,120–0,311</u> 0,435–0,674	I – <0,015; II – 0,015–0,050; III – 0,051–0,200; IV – >0,200

**Примітка:** над ризикою і під ризикою – відповідно значення поверхневого і придонного шарів; I клас – відмінна, бажана якість води, II клас – добра, прийнятна якість води, III клас – задовільна, прийнятна якість води, IV клас – посередня, обмежено придатна, небажана якість води.

Це відбувалось за градієнтом концентрації, оскільки їхній вміст у поровому розчині був більшим і становив в середньому в 1-му, 2-му і 3-му ставках відповідно 33,2, 9,0 і 7,7 мг N/дм<sup>3</sup>. Концентрація неорганічного фосфору досягала відповідно 7,6, 2,0 і 1,9 мг P/дм<sup>3</sup>. Окрім цього, у 1-му ставку ми спостерігали перенасичення води поверхневого горизонту розчиненим киснем у сонячні дні, тоді як після дощу був наявний його дефіцит (рис. 1, а і б). Це пов'язано з різною фотосинтетичною активністю фітопланктону, а також з поглинанням розчиненого кисню на окиснення органічних речовин, які надходили з водозбору. Необхідно відмітити, що після дощу у верхньому шарі водній товщі на глибині 0–3 м зростала концентрація неорганічного фосфору, а вміст амонійного азоту – на глибині 0–1 м залишався незмінним. У придонному горизонті спостерігалось, деяке зниження їхнього вмісту (див. рис. 1, в і г), що може свідчити про незначне промивання придамбової ділянки ставка дощовими водами.

Отже, за гідрохімічними показниками досліджені ставки на р. Стрижень зазнають евтрофування, а серед них найбільшого впливу ставок № 1.

**Гідробиологічна характеристика.** За результатами досліджень бентосних угруповань безхребетних р. Стрижень весною і літом 2017 рр. було встановлено, що найбільш сприятливі умови для його розвитку були на ділянці вище ставка № 3. Видовий склад бентосу визначався в основному личинками хірономід та олігохетами – на мілководді, та лише олігохетами – на глибині.

У ставку № 2 кількість видів безхребетних досягала 8 – на мілководді, переважно личинок хірономід та олігохет, та 5 видів – на глибині. Чисельність зообентосу на мілководді складала 1300 екз/м<sup>2</sup> і 13700 екз/м<sup>2</sup> на глибині, а біомаса відповідно – 2,1 і 23,9 г/м<sup>2</sup>. За чисельністю домінували олігохети, за біомасою – личинки хірономід, переважно *Chironomus plumosus* L., який є індикатором органічного забруднення.

В гирловій ділянці (ставок № 1) у донних біотопах безхребетні були відсутні, зустрічались лише поодинокі екземпляри *C. plumosus* L., що свідчить про вкрай несприятливі умови для існування біоти.

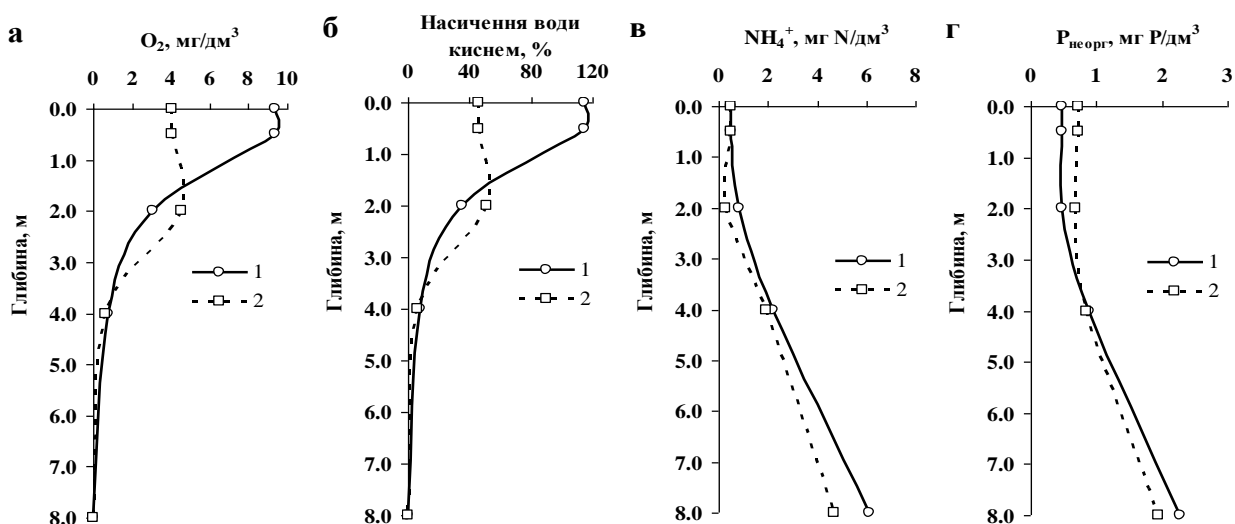


Рис. 1 Зміна концентрації розчиненого кисню (а), ступеня його насичення (б), вмісту амонійного азоту (в) і неорганічного фосфору (г) у воді 1-го ставка за вертикаллю; дати відбору: 1 – 12.07.2017 р., сонячна погода, 2 – 15.07.2017 р., після дощу.

#### Висновки:

Аналіз гідрохімічних та гідробіологічних даних р. Стрижень свідчить про значний негативний вплив міста на стан її екосистеми. Особливого впливу зазнає перший ставок, розташований в гирловій частині ріки, який приймає найбільшу кількість зливових та стічних вод, тут відмічені найбільші концентрації біогенних речовин та практично повна деградація бентосних угруповань безхребетних.

Наші подальші дослідження будуть спрямовані на вивчення внутрішнього і зовнішнього водообміну ставків, оцінку їхнього самоочисного потенціалу, вивчення стану біотичних компонентів (фіто- та зоопланктону, іхтіофауни, вищої водної рослинності).

#### Література:

1. Паспорт р. Стрижень. – (ВАТ "УКРВОДПРОЕКТ") – 2004. – 106 с.
2. Поліпшення екологічного стану р. Стрижень в Чернігові. Техніко-економічне обґрунтування. – Том 1. – Чернігів – 2006. – 96 с.
3. ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила відбирання. – 2007. – 36 с.
4. Usov A.Ye. Sereda T.N. Guleikova L.V., Afanasyev S.A. 2007. Assessment of the State of a Small River under Conditions of Intensive Economic Activities and the Ways of Its Improvement. Hydrobiological Journal – V. 43(3): 22–35.
5. Звіт про НДР на тему: «Розробити екологічні, організаційні і економічні засади та документацію для ефективного використання дощової каналізації м. Чернігова». Етап 1. Розробка екологічних нормативів міської дощової каналізації та її абонентів. – Харків. – 2009. – 83 с.

# ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЗНИЖЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ СПОЛУК АЗОТУ В ЛАБОРАТОРНИХ УМОВАХ З ВИКОРИСТАННЯМ БІОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ

*Цитлішвілі К.О. н.с., аспірант*

*Науковий керівник - Горбань Н.С., к.б.н.*

НДУ «УКРНДІЕП», Україна, м. Харків, [ukrniep@gmail.com](mailto:ukrniep@gmail.com)

На діючих очисних спорудах повсюдно використовуються аеротенки з вільно плаваючою (завислою) культурою активного мулу.

Численними дослідженнями було з'ясовано, що використання іммобілізованої (прикріпленої) мікрофлори суттєво позитивно відображається на якості очищеної води, дозволяє зменшити об'єм очисних споруд та скоротити розміри вторинних відстійників. Але ці дослідження здебільше вивчали видалення із стічних вод органічних сполук (ХСК та БСК) і майже не торкалися питань, які в останній час набули особливого значення - видалення із стічних вод сполук азоту та фосфору. Тому у досліджах в лабораторних умовах нами вивчались можливості використання прикріпленої мікрофлори для зниження у стічних водах концентрацій сполук азоту. Для вивчення цього питання в лабораторних умовах були змонтована установка, яка працювала на модельному розчині.

Експериментальна установка мала у своїй верхній частині зону, яка була заповнена носієм для закріплення на ньому мікроорганізмів. Як носій використовувався раніше випробуваний у лабораторних та виробничих умовах для очистки стічних вод від органічних сполук пінополіуретан. Пінополіуретан завдяки пористості та високим адсорбційним можливостям добре обростає мікроорганізмами. Для багатьох матеріалів, що використовуються як носії для іммобілізації, термін обростання, тобто покриття плівкою мікроорганізмів, складає 2 - 3 місяці. При використанні нового пінополіуретану зростає ефективність очистки вже за 2 - 3 тижні, а при використанні пінополіуретану, що вже був задіяний раніше (наприклад, після ремонту споруд) ефект очистки у повній мірі виявляється вже за 3 - 5 добу. Наявність пор у цьому матеріалі забезпечує можливість частині мікроорганізмів проникати у середину, де відчувається дефіцит кисню і концентрація його не більше ніж 1 мг/дм<sup>3</sup>. Тобто у внутрішніх порах створюються аноксидні умови, в яких знаходяться факультативно-анаеробні мікроорганізми. Тому пінополіуретан обростає багатошаровою культурою, в якій сполучаються як аеробні так і анаеробні мікроорганізми. Це дозволяє в одній установці поєднувати аеробні і анаеробні процеси.

Головною перевагою використання іммобілізованої мікрофлори в спорудах біологічної очистки є можливість досягнення значних, в декілька разів, більших, ніж в аеротенках з вільно плаваючим активним мулом, концентрацій мікроорганізмів в одиниці об'єму споруд. Це особливо важливо при очищенні висококонцентрованих стічних вод або при залпових надходженнях забруднень.

Важливою перевагою іммобілізованої мікрофлори для очищення стічних вод особливо для фосфору, є усунення негативних наслідків зниження навантаження на активний мул. Але зниження навантаження на мул веде до росту ілового індексу мулу та погіршення його осадження. Тому при роботі очисних споруд з низьким навантаженням на активний мул звичайно спостерігається винесення активного мулу з вторинних відстійників та погіршення якості очищеної стічної води, насамперед, по показнику "завислі речовини". Використання закріпленої на носії мікрофлори усуває цей недолік.

Іммобілізація мікроорганізмів на носії з пінополіуретану дозволяє при несподіваному надходженні значних концентрацій органічних сполук або токсичних сполук урятувати від загибелі значну частку мікроорганізмів активного мулу і швидко їх поновлення, на відміну від традиційних очисних споруд.

Враховуючи наведене вище, в установку було внесено у вигляді кубиків з ребром 20 мм пінополіуретан на основі простих поліефірів окису пропілену. Цей носій має переважно відкриті пори, середній діаметр яких 0,4 – 1,8 мм, середня пористість складає 97%. Еластичні пінополіуретани по таким показникам, як пористість, механічна міцність, гідрофобність, адсорбційні властивості мають значну перевагу над багатьма матеріалами, які використовуються носіями мікроорганізмів активного мулу.

При проведенні досліджень установка працювала цілодобово, у безперервному режимі. Після встановлення певних параметрів проведення експериментів для адаптації мікрофлори активного мулу установка працювала із заданими параметрами 3 доби, після чого відбирались проби вихідної та очищеної води, а установка настроювалася на інший потрібний режим. В відібраних пробах визначались ті показники, які змінювались під час експерименту і які під час процесу біологічної очистки: рН, ХСК, азот амонійний, нітрити, нітрати, загальний фосфор, фосфати. У ході експериментів періодично контролювались також такі параметри як: концентрація активного мулу, витрата води, що подається в установку, витрата повітря. Температура води підтримувалась постійно на рівні 18 – 22°C. Після отримання певних характеристик процесу біологічної очистки установка в серії дослідів перемонтовувалась для вивчення інших питань.

Незважаючи на те, що процес нітрифікації, тобто переводу в аеротенках амонійного азоту у нітрати вже досить вивчено, але немає досить повних даних щодо поведінки амонійного азоту в умовах наявності в аеротенку закріпленої мікрофлори, особливо на такому носії, як пінополіуретан. Тому була проведена серія дослідів, у якої це питання вивчалось в порівнянні з нітрифікацією у традиційних аеротенках з вільно плаваючим активним мулом. Отримані результати наведені в таблиці при різних умовах.

#### **Аналіз видалення сполук азоту при біологічній очистці в експериментальній установці з іммобілізованою мікрофлорою**

№ дослід у	Вихідна вода, що подається на очистку					Вода після установки з іммобілізованою мікрофлорою				
	рН, од. рН	ХСК, мг/дм <sup>3</sup>	Азот амонійний, мг/дм <sup>3</sup>	Нітрити, мг/дм <sup>3</sup>	Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>	рН, од. рН	ХСК, мг/дм <sup>3</sup>	Азот амонійний, мг/дм <sup>3</sup>	Нітрити, мг/дм <sup>3</sup>	Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>
1		161,6	3,21				44,2	0,28		
2		44,2	8,06				29,4	1,96		
3	7,27	64,4	1,63	<0,03	0,43	6,67	29,7	0,45	0,176	0,95
4	7,06	188,1	5,99	0,033	0,47	6,78	44,6	<0,12	<0,03	1,77
5	6,38	222,7	8,48	0,037	1,51	6,08	34,6	<0,12	0,031	6,03
6	7,32	225,0	7,58	0,026	2,24	6,23	14,8	0,326	0,036	8,8
7	6,46	89,1	3,46	<0,03	1,08	6,68	34,6	0,229	0,047	0,52
8	6,65	97,1	4,32	0,019	0,43	7,76	29,1	0,19	0,197	29,52
9	6,59	53,4	4,32	<0,03	0,346	7,65	24,3	<0,12	0,099	31,9
10	7,56	33,6	5,07	<0,03	0,76	6,67	19,2	3,25	0,073	24,45
11	7,15	92,6	1,01	<0,03	1,64	7,51	18,5	5,67	<0,03	21,38
12	6,15	174	3,96	0,159	0,95	7,41	43,2	0,823	0,051	5,85
13	6,54	109	4,50	0,102	0,63	7,98	20,9	<0,12	0,118	14,71

Аналізуючи отримані результати, можна зробити такі висновки:

- при рівних умовах процес нітрифікації в присутності закріпленого активного мулу проходить повніше, і в окремих випадках концентрація амонійного азоту зменшується до значень нижче мінімальної концентрації, що визначається стандартним методом;
- одночасно з нітрифікацією проходить денітрифікація, тобто видалення нітратів, що утворюються при нітрифікації;
- денітрифікація у більшій мірі проходить при використанні закріпленого активного мулу;
- рівень денітрифікації зменшується при збільшенні витрати повітря;
- рівень очищення стічних вод по органічним сполукам при використанні закріпленої мікрофлори вище, ніж при використанні вільно плаваючої мікрофлори;
- ступень денітрифікації знаходиться у прямій залежності від концентрації активного мулу в аеротенку;
- значення окислювально-відновлювального потенціалу суттєво не впливає на рівень очищення стічних вод, але його зниження у вихідній воді погіршує денітрифікацію.

УДК 628.161.2:546.71

**МОЖЛИВІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ СЛАБОПРОТОЧНИХ ПРИРОДНИХ І ШТУЧНИХ ЗАТОК ЯК ПЕРШОЇ ЛАНКИ У ТЕХНОЛОГІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ ПІДГОТОВКИ ВИХІДНОЇ ВОДИ З ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ НА ПРИКЛАДІ ДНІПРОВСЬКОЇ ЗАТОКИ "РІЧИЩЕ" – ДЖЕРЕЛІ ВОДОПОСТАЧАННЯ м. ГОРІШНІ ПЛАВНІ**

*Чарний Дмитро Володимирович*, канд. техн. наук  
 Інститут водних проблем і меліорації НААН України  
*Гайдабура Олексій Миколайович*, аспірант  
 Інститут водних проблем і меліорації НААН України  
*Харченко Марина Юрївна*, аспірант  
 Інститут водних проблем і меліорації НААН України

Природні і штучні затоки великих річок порівняно часто слугують джерелами водопостачання. Такі затоки використовують як джерела водопостачання: Кілійській груповий водопровід – р. Дунай, Одеський водопровід – р. Дністер, водопровід м. Горішні Плавні – р. Дніпро, та інші.

При прийнятті рішень о використанні затоки як джерела водопостачання одним з головних аргументів була можливість ізолювати водойму від головного русла на період погіршення якості води у головному руслі. В той же час не було проведено ретельних дослідів зміни якісного складу води у затоці в порівнянні з головним руслом ріки.

Данні по геодезичним вишукуванням по Дніпровській затоці "Річище": – площа водного дзеркала - 52 га, середня глибина – 5,33 м, максимальна глибина -14,2 м, об'єм води - 2 743 247 м<sup>3</sup>. Середньодобовий водовідбір з затоки становить 15000 м<sup>3</sup>/добу. Впродовж липня – вересня 2016 р. вівся моніторинг якості води в затоки "Річище" – джерелі водопостачання м. Горішні Плавні. В затоці проби води відбиралися в створі забору її водопроводом з глибин: 0,2; 1; 3 і 6 метрів, а в руслі Дніпра проби відбиралися з глибини 0,2 м.

Досліди проведено на період з липня по вересень місяці 2016 року. Проаналізовано зміни за наступними показниками: каламутність, кольоровість, рН, температура, азотна

група, Mn, залізо загальне, розчинний кисень, запах, окиснюваність перманганатна, кількість фітопланктону.

Зміни якості води по глибинах є дуже значними і ми спостерігаємо суттєве погіршення якості води з глибиною за наступними показниками: – запах, марганець, розчинний кисень, амонійний азот, кольоровість. Погіршення всіх цих показників, за виключенням марганцю, можливо пояснити біологічними причинами – погіршення якості води на глибині 6 м - це результат розкладання відмерлого фітопланктону. Підвищення марганцю - це природній процес вилуговування порід з високим вмістом марганцю – характерних для регіону, процес буде йти тим інтенсивніше, чим менше кисню буде у шарі води біля дна.

Зміна середніх показників концентрації розчинного кисню по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (1):

$$CO_2 = 8,134 - 1,748h + 0,0088e^h \quad (1)$$

де  $CO_2$  – концентрація розчинного кисню, мг/дм<sup>3</sup>;  $h$  – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння  $R = 0,993$ , коефіцієнт детермінації рівняння  $R^2 = 0,986$ , значимість  $p < 0,001$ .

Зміна середніх показників кольоровості по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (2):

$$Color = 44,831 + 1,096h - 2,671 \log(h) \quad (2)$$

де  $Color$  – показник кольоровості, °ПКШ;  $h$  – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння  $R = 0,949$ , коефіцієнт детермінації рівняння  $R^2 = 0,901$ , значимість  $p < 0,001$ .

### Висновки:

1. Статистичний аналіз бар'єрної функції слабо проточної затоки Дніпра "Річище" достовірно підтвердив присутність бар'єрної функції відносно більшої частини якісних показників дніпровської води. Відповідно знайшло підтвердження припущення про придатність подібних заток для попереднього очищення вихідної води. Закономірності змін концентрацій якісних показників води по глибині в затоці описані емпіричними рівняннями.

2. Запропоновано робочу гіпотезу і розроблено моделі, що характеризують біологічні і фізико-хімічні процеси очищення поверхневих вод з максимальним використанням природних чинників затримання домішок, що знаходяться у вихідній воді:

- показано можливості використання слабопроточних заток Дніпра для зниження перманганатної окиснюваності і кольоровості води;
- встановлено біогенний характер погіршення якості води на великих глибинах водойми;
- визначено оптимальні глибини для розташування водоприймальних вікон водозабору.

## ОЦІНКА АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ЯКІСТЬ ВОД РІЧКИ БРОНЬКА В МЕЖАХ ІХТІОЛОГІЧНОГО ЗАКАЗНИКА «РІКА» ІРШАВСЬКОГО РАЙОНУ ЗАКАРПАТТЯ

*Чегіль А.І., Роман Л.Ю., Чундак С.Ю.*

**Науковий керівник: Роман Людмила Юрїївна**

ДВНЗ «Ужгородський національний університет», Україна, м. Ужгород,  
[alinachehil@gmail.com](mailto:alinachehil@gmail.com)

В час розвитку науково-технічного прогресу та збільшення чисельності населення на планеті, і, як наслідок – збільшення потреб й використання природних ресурсів, все відчутнішим стає вплив людської діяльності на навколишнє середовище. Людство докорінно змінює ландшафти, впливає на біотичне різноманіття, порушуючи тим самим баланс у системі «людина-природа».

Як наслідок надмірного антропогенного впливу на об'єкти довкілля протягом останніх десятирічь спостерігається тенденція погіршення стану більшості екосистем біосфери, зокрема і тих ландшафтів, які знаходяться під статусом особливої охорони (заповідні території).

Не виключенням є і природоохоронні території Закарпаття. Зокрема, від надмірного антропогенного навантаження страждає природа Українських Карпат. Дослідження антропогенного впливу, його видів і масштабів на територіях природно-заповідного фонду має актуальне значення для подальшого сталого розвитку екосистем в межах цих територій не тільки в Україні, а і в інших країнах світу.

Іхтіологічний заказник місцевого значення «Ріка» знаходиться на території села Бронька Іршавського району Закарпатської області. Він займає площу 394,0 га. Створений рішенням облвиконкому від 25.07.1972 року №243 з метою охорони та збереження ділянки річки Бронька, яка є місцем нересту струмкової форелі-цінного виду риби. За рішенням облвиконкому від 23.10.1984 року №253 даний об'єкт є підструктурою Річанського лісництва, яке в свою чергу входить в структуру державного підприємства «Довжанське лісомисливське господарство».

На території досліджуваного заказника розташована ферма-отель «Форелеве господарство «Стара вага»». У його структуру входить сім альтанок, чотири двохповерхові будівлі (по вісім місць у кожному) для ночівлі, три невеликих за розміром озера, де вирощують форель, одна адміністративна будівля, та невеликий дім, відведений для торгівлі продуктами харчування. Відпочиваючим запропоновано наступні послуги: самостійний вилов риби та її приготування, прогулянки лісом, збір дикорослих ягід та грибів, тощо. Зауважимо, що біля комплексу знаходиться пасіка і туристи можуть поласувати лісовим медом.

З'ясовано, що даний заказник відвідує чимало туристів різних національностей (українці, росіяни, словаки, чехи, угорці, тощо). Зокрема у двох поверхових будинках може розміститися одночасно 32 людини, але за словами адміністратора комплексу у будинках може проживати і більша кількість туристів.

Отже, дослідження антропогенного впливу на об'єкти природоохоронної території заказника «Ріка» є актуальним завданням сьогодення.

Мета дослідження: оцінка якості вод річки Бронька, що протікає поряд з фермою-отелем для відпочинку в межах іхтіологічного заказника «Ріка».

Моніторинг якості вод р.Бронька в межах досліджуваної природоохоронної території проведено протягом 2016-2017 років. Відбір проб води проведено три рази (в жовтні 2016



року, січні 2017 року та квітні 2017 року) у п'яти точках (вище місця розташування ферми-отеля, біля і нижче нього).

За результатами проведених гідрофізичних (осади, завислі речовини, колір, запах, прозорість, тощо) та гідрохімічних (рН, БСК<sub>5</sub>, ХСК, розчинений у воді Кисень, фосфор загальний та інші) досліджень встановлено, що жодний із визначуваних показників не перевищує допустимих норм для вод рибогосподарського призначення по всій протяжності річки.

Отже, господарська діяльність ферми-отеля не призводить до погіршення якості вод річки Бронька. Негативного антропогенного впливу на природний об'єкт, тобто на р.Бронька не виявлено, що свідчить про високу екологічну культуру як працівників заказника, так і відпочиваючих.

## **ДВОСТАДІЙНА ПРОЦЕДУРА ПРОЕКТУВАННЯ ПРОМИСЛОВИХ СХЕМ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА**

*Шахновський А.М. \*, Квітка О.О. \*, Поплевські Г. \*\*, Бохенек Р. \*\**

*\*Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського", Київ, e-mail: kxtp@kpi.ua*

*\*\* Ignacy Łukasiewicz Rzeszów University of Technology, e-mail: ichrb@prz.rzeszow.pl*

Водне господарство промислового підприємства можна розглядати як систему взаємодіючих ланок – підсистем водозабору-водопідготовки, водоспоживання, очищення стічних вод. При проектуванні системи водного господарства підприємства розрахунок схем водозабору-водопідготовки і водоочищення традиційно здійснюється незалежно. Обсяги водоспоживання й утворення стічних вод технологічною схемою вважаються заданими заздалегідь (входять до проектного завдання). Оскільки норми споживання води промисловими підприємствами є в даний час завищеними, такий підхід не забезпечує достатнього зниження витрат.

Теорія побудови оптимальних схем каналізації й очищення стічних вод в останні десятиліття стрімко розвивається. Публікуються роботи, присвячені методикам ефективної побудови схем очищення наявних обсягів стічних вод, що дозволяють значно знизити витрати на обробку стічних вод підприємства. Однак у запропонованих методах не розглядається можливість зниження витрат за рахунок зменшення обсягів стічних вод, що надходять на очищення. Ця проблема ставилася і вирішувалася лише як побічна при проектуванні даного конкретного підприємства. В результаті, заходи для зниження обсягів водоспоживання носять у літературі, як правило, характер вузькоспеціальних рекомендацій, що відносяться тільки до даної галузі (даного підприємства).

Метою роботи є розробка науково обґрунтованої методології комплексного аналізу технологічної схеми промислового підприємства, яка дозволить:

- ✓ Виконати аналіз технологічної на предмет оптимальності водоспоживання;
- ✓ Виробити рекомендації щодо:
  - зменшення об'єму використання чистої води,
  - зменшення об'ємів утворення стічних вод,
  - підвищення ефективності використання наявних очисних споруд.

Використовувані методики проектування (оптимізації) схем водоспоживання базуються на одному з наступних принципів:

- Підходи, засновані на застосуванні методів оптимізації. У цьому випадку реалізується метод, відомий у вітчизняній літературі як метод структурних параметрів. Усі можливі варіанти розподілу потоків води поєднуються в узагальнену схему водоспоживання (надструктуру), на основі якої може бути складена задача математичного програмування. Рішення згаданої задачі дає значення структурних параметрів (коефіцієнтів структурного розподілу), на основі яких із надструктури одержують шукану оптимальну схему. Задача легко алгоритмізується і піддається рішенню на комп'ютері. Однак досягнення глобального оптимуму задачі математичного програмування великої розмірності вимагає спеціальних методів оптимізації і значних обчислювальних ресурсів.
- Підходи, що базуються на досвіді проектувальника. Відрізняються більшою швидкістю і меншою трудомісткістю в порівнянні з комбінаторними. Так званий метод водного Пінч-аналізу [1] дозволяє спочатку визначити вартість критерію оптимальності, а потім використовує евристичні правила для синтезу оптимальної схеми водоспоживання. Евристичні методи слабо формалізуються і дають у загальному випадку менш точні рішення, ніж комбінаторно-оптимізаційні методи.

Як можна бачити, кожний з описаних підходів має певні переваги і недоліки. Застосована у представленому дослідженні обчислювальна процедура (рис. 1) покликана об'єднати два основних напрямки синтезу схем водного господарства, і значною мірою позбавлена описаних недоліків.

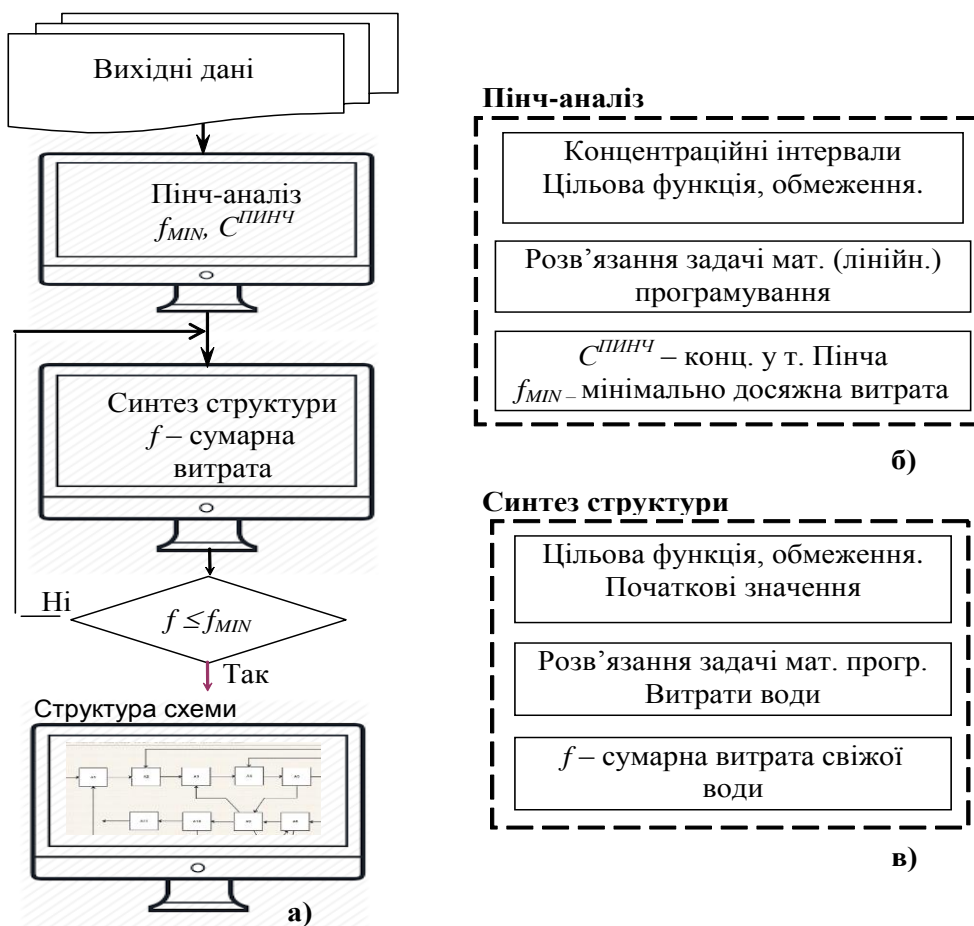


Рисунок 1 –Проектування схем водного господарства:

а) загальна послідовність; б) процедура Пінч-аналізу; в) процедура синтезу структури

На стадії підготовки вихідних даних здійснюється переведення задачі з технологічної в інформаційну площину. На цьому етапі на базі наявної технічної документації, досвіду експлуатації даного або аналогічних виробництв, а також із залученням експертних знань формується балансова схема водоспоживання оптимізованої (проектованої) технологічної схеми. Балансова схема водоспоживання тут несе наступну інформацію:

1. Забруднювачі, що переходять у воду (по групах).
2. Для кожного з процесів, що беруть участь у водоспоживанні:
  - необхідна витрата води;
  - максимально допустима концентрація кожної з груп забруднювачів на вході процесу;
  - «масове навантаження» по кожній із груп забруднювачів (кількість забруднюючої домішки, що переходить у воду за одиницю часу при даній витраті води);
  - обсяги витрат води.
3. Для кожного з зовнішніх джерел води:
  - номінальні обсяги водопостачання;
  - якість води, що подається.

На етапі Пінч-аналізу в пропонованій процедурі задіяна перша частина даної графоаналітичної методи – визначення так званої «концентрації Пінчу» та мінімально досяжної витрати води оптимізованою технологічною схемою. Оригінальною особливістю водного Пінч-аналізу у даному випадку є також спосіб його реалізації шляхом вирішення задачі математичного (лінійного) програмування [2, 3].

Таким чином, Пінч-аналіз використовується в даному випадку для вироблення критерію оптимальності майбутньої моделі математичного програмування. Цим критерієм є мінімально можливе значення  $f_{\min}$  потреби технологічної схеми у свіжій воді.

Ключовою стадією пропонованого підходу є власне оптимізація схеми водоспоживання. На цьому етапі здійснюється формулювання задачі математичного програмування та її вирішення. Використана на даній стадії модель [4] являє собою задачу умовного нелінійного програмування. Кількість змінних моделі (структурних параметрів) пропорційна квадрату кількості апаратів, що споживають воду.

Обмеження, що входять у математичну модель, базуються на матеріальних балансах, і забезпечують адекватність моделі. Згадані обмеження можуть бути підрозділені на наступні групи:

- Обмеження, які враховують, що обсяг використовуваної повторно відпрацьованої води  $i$ -того процесу обмежений кількістю води, що утвориться в цьому процесі.
- Обмеження, які враховують, що кількість води, що утвориться в  $i$ -тому процесі, залежить від номінальної витрати води в процес  $i$  обсягу регламентованих витрат.
- Обмеження, що враховують вимоги до якості води на вході  $i$ -того процесу.
- Обмеження, які враховують, що сума витрат свіжої і повторно використовуваної води, повинна забезпечувати також необхідну витрату на вході процесу.
- Умови невід’ємності значень витрат.

Для зниження розмірності задачі і виключення локальних оптимумів використовуються результати етапу Пінч-аналізу.

На етапі інтерпретації результатів здійснюється зворотній перехід з інформаційного виміру до технологічного. З використанням оптимальних значень структурних параметрів (результатів оптимізації) з узагальненої схеми отримують структуру шуканої оптимальної схеми.

На представлену в роботі процедуру проектування схем водного господарства на основі методу Пінч-аналізу в поєднанні моделлю математичного програмування чекають подальші дослідження щодо універсальності та масштабованості. Але вже на даному етапі можна зауважити, що подібний інтегрований підхід добре формалізується, і дає можливість використовувати його в складі відповідного програмного забезпечення. Це, в свою чергу, значно зменшує трудомісткість проектування та модернізації схем водного господарства.

#### **Література:**

1. Wang Y.P., Smith R. Wastewater minimisation. // Chem Eng Sci. 1994. – V. 49. –No. 7. – p. 981-1006.
2. Jeżowski J., Walczyk K., Szachnowskij A., Jeżowska A. Systematic methods for calculation minimum flow rate and cost of water in industrial plants. // Chemical and Process Engineering. – 2006. – No 27, p. 1137-1154.
3. Walczyk K., Poplewski G., Jeżowski J., Shakhnovsky A. Optimization of water network with models of non-mass transfer processes. // Chemical and process engineering. – 2007. – v. 28. – p. 515-525
4. Статюха Г.О. Квітка О.О., Шахновський А.М. Моделювання схем промислового водоспоживання на основі методу структурних параметрів // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2003. – №5. – с.57-62.

## **ТЕХНОЛОГІЯ ДООЧИСТКИ ПОБУТОВИХ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ**

**Шевченко Т.О.**

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,  
Україна*

*e-mail: tamara.shevchenko@kname.edu.ua*

В останні роки в містах України та країнах СНД спостерігається тенденція до зменшення об'ємів стічних вод, що надходять на очисні споруди, і підвищення вмісту в них азоту і фосфатів. Ця ситуація обумовлена тим, що населення і приватні підприємства встановлюють прилади обліку, які дозволяють скоротити витрати питної води при одночасному підвищенні концентрацій забруднюючих речовин у відведених водах. Низька якість очищення стічних вод від біогенних елементів та завислих речовин призводить до погіршення екологічного стану навколишнього природного середовища, тому розробка науково обґрунтованих методів щодо підвищення ступеня їх очищення до встановлених ГДК є одним з актуальних і найважливіших екологічних завдань сьогодення.

Відповідно до сучасних досліджень головну роль у розвитку водоростей займає фосфор через те, що в процесі природного кругообігу біогенних елементів концентрація азоту у воді водойми може трохи знижуватися за рахунок переходу елементарного азоту в атмосферу, а концентрація фосфору постійно збільшується. На сьогоднішній день концентрація фосфатів у побутових стічних водах різко збільшилася внаслідок застосування фосфатовмісних миючих засобів. В Україні практично в усіх великих водних об'єктах в даний час йде процес евтрофікації вод, включаючи Азовське і Чорне моря.

На підставі проведеного аналізу літературних джерел в якості основного методу видалення фосфатів з побутових стічних вод був обраний реагентний метод з використанням контактних освітлювачів на стадії доочищення стічних вод. При використанні хімічних методів обробки стічних вод іони коагулянту взаємодіють з розчинними солями ортофосфорної кислоти, внаслідок чого відбувається утворення дрібнодисперсного колоїдного осаду фосфату. У той же час хімічний реагент реагує з лугами, що містяться у воді, утворюючи осад з великих пластівців. Цей осад викликає коагуляцію дрібнодисперсного колоїдного осаду фосфату і зважених речовин, а також адсорбує деяку частину органічних сполук, що містять фосфор.

Об'єктом дослідження були обрані очисні споруди м. Харкова з проектною потужністю 750 000 м<sup>3</sup>/добу. стічних вод. Комплекс біологічного очищення «Диканівський» призначений для очищення промислових і господарсько-побутових стічних вод біологічним методом, який заснований на здатності мікроорганізмів в процесі життєдіяльності використовувати різні розчинені у воді органічні і неорганічні сполуки.

Нижче наведені результати аналізів стічних вод (що надходять на очистку і надходять у водойму після очищення), які були проведені на очисних спорудах КБО «Диканівський» м. Харкова за 2013-2014 рр. (Таблиця 1).

Таблиця 1 – Середньорічний вміст забруднень в стічних водах, що надходять на очисні споруди, та очищених стічних водах КБО «Диканівський»

№ п/п	Найменування забруднення	Середньорічний вміст, мг/дм <sup>3</sup> (2013–2014 рр.)		
		у стоці, що надходить	в очищеному стоці	ПДК
1	Амонійний азот	21,26	1,7	2
2	Нітрати	0,96	40,7	45,0
3	Нітриди	0,07	0,14	3,0
4	Фосфати	16,9	8,0–9,0	3,5

Через те, що всі концентрації забруднюючих речовин в очищених стічних водах, окрім фосфатів, відповідають вимогам до скиду в водний об'єкт, то наші дослідження були присвячені питанню видалення сполук фосфору з побутових стічних вод.

Дослідження з питання доочистки стічних вод від сполук фосфору проводилися у 2014–2015 рр. на біологічно очищеній стічній воді (після вторинних відстійників) з використанням активованого розчину коагулянту у лабораторних умовах.

Якісна характеристика біологічно очищених стічних вод, які бралися для досліджень з вторинного відстійника, приведена в таблиці 2.

Таблиця 2 - Якісна характеристика біологічно очищених стічних вод

№ відстійника	Період досліджень (2015 р.)	Температура, °С	Вміст завислих речовин, мг/л	БПК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л	Фосфор фосфатів, мг/л (середнє значення за період)
Відстійник № 7	<b>Зимовий</b>	14,5-14,8	10,0-14,2	10,0-11,4	8,96
	<b>Весняний</b>	17,0-19,0	10,0-14,0	8,6-9,0	8,54
	<b>Літний</b>	23,0-25,0	10,0-12,0	8,3-9,3	9,02
	<b>Осіньний</b>	18,5-22,0	10,0-14,0	8,9-9,5	8,78

Очищені стічні води характеризуються високим вмістом сполук фосфатів, гранично допустимий вміст для скиду у водойми для яких на КБО "Диканівський" встановлене 3,5 мг/дм<sup>3</sup>. Динаміка зміни цього показника визначається початковим вступом фосфатів із стічними водами. Упродовж усього року вміст фосфатів в очищених стічних водах коливається трохи, і при цьому перевищує гранично допустимий скид приблизно в 2,5 рази.

Дані очищені води мають помірну концентрацію забруднень за вмістом зважених речовин, БПК<sub>5</sub>. Ці параметри знаходилися в межах допустимих скидів.

Під час проведення досліджень на біологічно очищеній стічній воді в якості коагулянтів брали 5%-ві розчини сульфату алюмінію і сульфату заліза(III). Дослідження проводили паралельно на стічній воді з використанням звичайного і активованого розчину коагулянта.

Для активування розчинів коагулянтів використали спеціальний пристрій - активатор реагентів, на який виданий патент України № 45813 А. Спорудою для доочистки були обрані контактні прояснювачі. Під час проведення дослідів фіксувався вміст фосфатів в освітленій стічній рідині і втрата напору в завантаженні.

Параметри активації :

- вміст анодного розчиненого заліза в розчині коагулянту не перевищував 25 мг/дм<sup>3</sup>;
- напруженість магнітного поля не перевищувала 1250 кА/м.

Дослідження, виконані на стічній воді Комплексу біологічного очищення "Диканівський" м. Харкова, показали, що оптимальною дозою активованого розчину

сульфату алюмінію є 30-50 мг/л, рахуючи за товарним продуктом, а оптимальною дозою активованого розчину сульфату заліза є 50-60 мг/л.

Обробка стічних вод активованим розчином коагулянта дозволяє збільшити гідравлічну швидкість домішок стічних вод, що коагулюються, це, зрештою, призводить до інтенсифікації процесу видалення фосфорвмісних домішок у 1,5-2 рази в порівнянні з використанням звичайного розчину коагулянту. При цьому можливе зниження витрати коагулянту не менше чим на 25-30 % без погіршення якості очищення стічних вод.

Дослідження, виконані на стічній рідині Диканівських очисних споруд каналізації м. Харкова, дозволили зробити висновок, що технологічна схема дефосфатизації стічних вод із застосуванням активованих розчинів реагентів повинна включати:

- активатор реагентів;
- місткості для приготування розчинів реагенту;
- дозатори;
- змішувачі;
- контактні прояснювачі та інші елементи устаткування, яке застосовують у разі реагентної обробки стічних вод з використанням контактних прояснювачів.

Розроблена лабораторна установка по доочистці стічних вод від сполук фосфору дозволяє моделювати процес дефосфатизації біологічно очищених стічних вод із застосуванням коагулянтів.

Запропонований метод інтенсифікації процесу доочистки стічних вод від сполук фосфору з застосуванням активованих розчинів коагулянтів пройшов апробацію, технологічні та конструктивні рішення для їх реалізації захищені патентами України № 86545, № 45046, № 53298.

Під час проведення досліджень встановлено, що підвищення ефективності роботи споруд для очистки побутових стічних вод від сполук фосфору може бути досягнуто за рахунок впровадження сучасних методів і технологій видалення фосфорвмісних забруднень зі стічних вод, а саме:

- ◆ аналізу основних джерел – поставщиків біогенних домішок у побутові стічні води;
- ◆ ресурсозберігаючих технологій видалення сполук фосфору на підставі біологічних методів очистки стічних вод;
- ◆ ресурсозберігаючих технологій видалення сполук фосфору на підставі фізико-хімічних методів очистки стічних вод;
- ◆ дослідження комбінованих методів видалення сполук фосфору з побутових стічних вод.

Харківським національним університетом міського господарства імені О. М. Бекетова розроблено метод доочистки стічних вод від сполук фосфору. На підставі проведених досліджень можна зробити висновок, що найбільш перспективним являється застосування комбінованого методу видалення фосфатів з побутових стічних вод, який поєднує біологічну та реагентну очистку.

Проведені дослідження показали, що доочистка стічних вод за технологічною схемою із застосуванням комбінованого методу видалення сполук фосфору з побутових стічних вод дозволяє знизити вміст фосфатів в очищеній стічній воді до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>, а також досягти зниження розрахункових доз реагентів, що застосовуються, на 20-25%.

# ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ДЕСОРБЦІЇ СУЛЬФІТІВ НА АНІОНООБМІННИХ РЕДОКСИТАХ

Шуриберко М.М., Цвенюк В.А.

Шаблій Т.О.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сік орського», Україна, м. Київ,  
e-mail: [mashashuryberko@gmail.com](mailto:mashashuryberko@gmail.com)

Часто для підживлення прямоточних парових котлів використовують пом'якшену  $\text{Na}^+$ -катионовану воду. При цьому у воді концентрації аніонів можуть бути значними, що можливо суттєво вплинути на умови використання редокситів на основі аніонітів. За певних концентрацій аніонів у воді можуть витіснятися з аніоніту сульфат-аніони, спричиняючи зниження відновної здатності редокситу і забруднення води сульфатами. Тому було проведено цикл досліджень по визначенню впливу основних аніонів, присутніх у воді, а саме: хлоридів та сульфатів, на процес десорбції сульфат-аніонів з аніонітів АВ-17-8 та Dowex Marathon. Для цього через аніоніт в  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі пропускали розчин хлориду та сульфату натрію різної концентрації (рис. 1). Після кожного циклу обробки аніоніту проводили його регенерацію 2 % розчином гідроксиду натрію та повторну сорбцію сульфат-аніонів розчинами 5 % та 1 %  $\text{NaHSO}_3$ .

При пропусканні через редоксит розчинів  $\text{NaCl}$  з концентраціями 52,5 мг/дм<sup>3</sup> та 102,8 мг/дм<sup>3</sup> сульфат-аніони у пробах відсутні. Як і при пропусканні розчину  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  з концентраціями 50,4 мг/дм<sup>3</sup> та 70 мг/дм<sup>3</sup>.

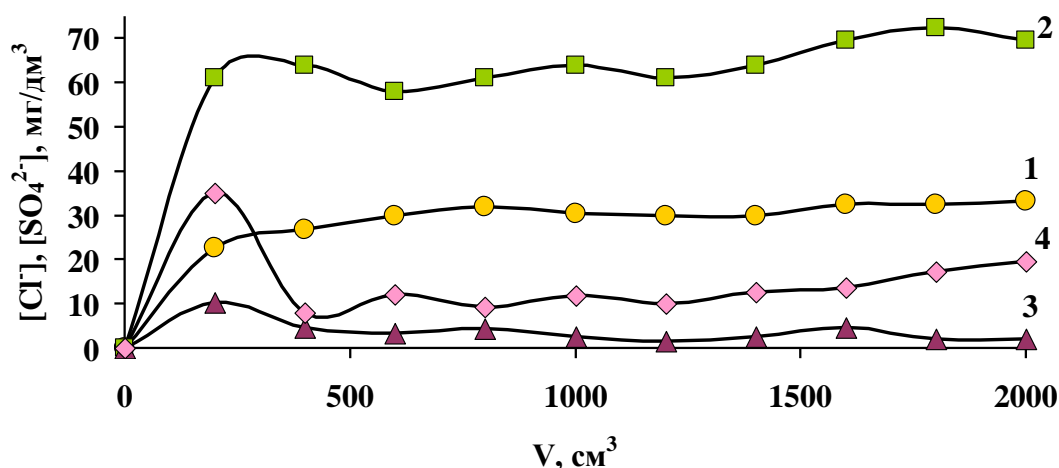


Рис. 1. Залежність концентрації хлоридів (1, 2) та сульфатів (3, 4) від пропущеного об'єму розчинів хлориду натрію (1, 2) та сульфату натрію (3, 4) при початковій концентрації хлоридів, мг/дм<sup>3</sup>: 52,5 (1) та 102,8 (2); сульфатів, мг/дм<sup>3</sup>: 50,4 (3) та 70 (4), через аніоніт АВ-17-8 в  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі ( $V_i=20$  см<sup>3</sup>) з ємністю по  $\text{SO}_3^{2-}$  1957 мг-екв/дм<sup>3</sup>

Відсутність сульфатів у пробах, при пропусканні розчинів хлориду натрію з концентраціями 52,5 мг/дм<sup>3</sup> та 102,8 мг/дм<sup>3</sup> і розчинів сульфату натрію з концентраціями 50,4 мг/дм<sup>3</sup> та 70 мг/дм<sup>3</sup>, можна пояснити тим, що вони вимиваються у невеликій кількості та окислюються розчиненим киснем до сульфатів.

Особливістю даного процесу є те, що на вихідних кривих сорбції хлоридів та сульфатів відмічено значне зниження концентрацій хлоридів та сульфатів після проходження через аніоніт. Обумовлено це тим, що в даному випадку застосовано аніоніт,

ємність якого при переведенні в сульфідну форму використано не повністю. Крім того, перед переведенням аніоніту в сульфідну форму він був в основній формі. Тому при сорбції хлоридів та сульфатів (рис. 1) в основному відбувається десорбція гідроксид-аніонів.

Дослідження процесу десорбції сульфідів з редокситу на основі аніоніту Dowex Marathon проводили з використанням розчинів хлориду натрію та сульфату натрію різних концентрацій (рис. 2).

При пропусканні через редоксит розчину NaCl з концентрацією 52,2 мг/дм<sup>3</sup> сульфід-іони в пробах присутні в малих концентраціях. Аналогічно процес проходить при пропусканні розчину 102,8 мг/дм<sup>3</sup>, але в цьому випадку спостерігається більше вимивання сульфід-іонів, і в окремих пробах їх концентрація становить 14 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Це пояснюється тим, що сульфіді, що вимиваються у невеликій кількості, окислюються розчиненим киснем до сульфатів. При збільшенні концентрації вихідних розчинів хлориду натрію сульфіді вимиваються у більшій кількості, і частина залишається у пробі навіть в присутності кисню, тому що концентрація останнього у воді обмежена. Криві десорбції сульфід-аніонів представлені на рис. 2.

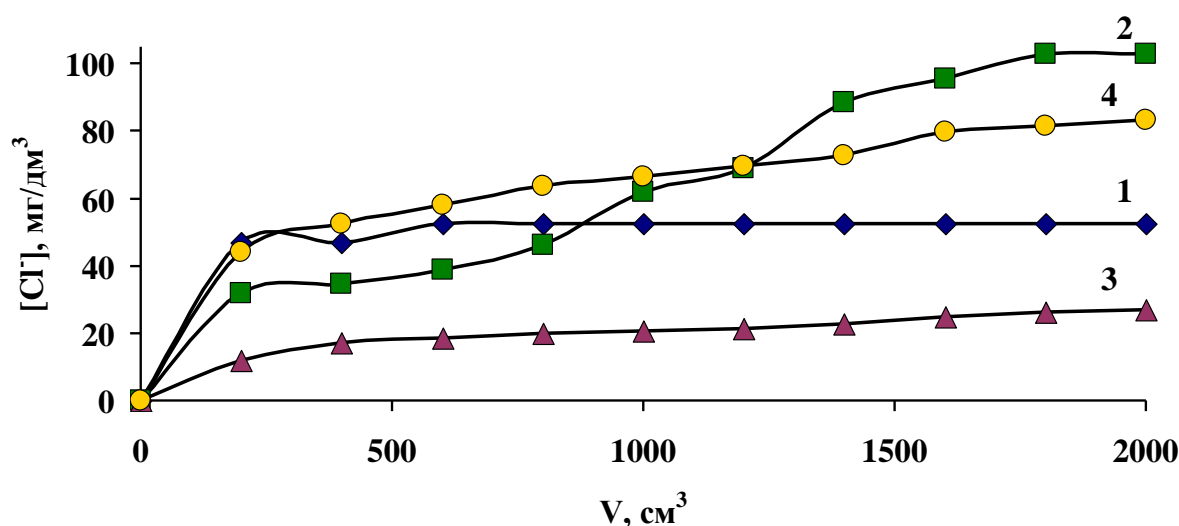


Рис. 2. Залежність концентрації хлоридів від пропущеного об'єму розчинів хлориду натрію при початковій концентрації, мг/дм<sup>3</sup>: 52,5 (1); 102,8 (2); 41,1 (3); 95,7 (4), через аніоніт Dowex Marathon в SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі (V<sub>i</sub>=20 см<sup>3</sup>) з ємністю по SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, мг-екв/дм<sup>3</sup>: 5070 (1), 4380 (2), 3428 (3), 3393 (4)

При дослідженні впливу сульфатів на процес десорбції сульфід-аніонів при фільтруванні розчинів сульфату натрію через 20 см<sup>3</sup> аніоніту Dowex Marathon в SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі сульфід-аніони в пробах присутні в незначних концентраціях або повністю відсутні.

Аналогічно, як у випадку з хлоридами, відсутність сульфід аніонів пов'язана з тим, що незначна частина сульфідів, які вимиваються окислюються до сульфатів.

З проведених досліджень можна зробити висновок, що використовувати редокситу на основі аніонітів АВ-17-8 та Dowex Marathon в сульфідній формі для знекиснення високомінералізованих вод не можна без попередньої обробки води. Це може призвести до вторинного забруднення сульфід-аніонами і до зменшення ефективності знекиснення води редокситами. Тому перед процесом знекиснення вода повинна проходити додаткову обробку для вилучення хлоридів та сульфатів.



# ВИЗНАЧЕННЯ СОРБЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ АНІОНООБМІННИХ РЕДОКСИТІВ ПО СУЛЬФІТ-ІОНАХ

Шуриберко М.М., Булгаков Є.С.

Гомеля М.Д.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сік орського», Україна, м. Київ,  
e-mail: [mashashuryberko@gmail.com](mailto:mashashuryberko@gmail.com)

Основними перевагами редокситів, які отримані в результаті переведення аніонітів в  $\text{SO}_3^{2-}$ -форму, є простота їх отримання та проведення їх регенерації. В якості модифікуючого реагенту використовували розчини сульфїту і бісульфїту натрію. Сульфїт-аніони, сорбовані аніонітом, після взаємодії з розчиненим киснем води, переходять в сульфатну форму, яка залишається на аніоніті. У результаті такого процесу, вторинне забруднення сторонніми домішками не відбувається.

Аніоніт АВ-17-8 – один із іонітів, який використовувався для отримання редокситів.

При дослідженні процесу сорбції сульфїт аніонів на аніоніті АВ-17-8 використовувався розчин сульфїту натрію з різними концентраціями (10 %, 8 %, 5 % та 3 %). Зі зменшенням концентрації вихідного розчину  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  з 10 % до 3 % повна обмінна динамічна ємність аніоніту знижується з 2416 мг-екв/дм<sup>3</sup> до 930 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Відомо, що після першого циклу використання при знекисненні води аніоніт в сульфїтній формі переходить в сульфатну форму. При регенерації редокситу стоїть задача отримання аніоніту в сульфїтній формі, виходячи із сульфатної форми. А так як селективність іоніту по сульфатах вища, як по хлоридах, то це може суттєво вплинути на процес регенерації редокситу.

Тому досліджували сорбцію сульфїт-аніонів на аніоніт АВ-17-8 в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі при обробці 10 %-м розчином сульфїту натрію (рис. 1). Як видно з рисунку, за високої концентрації сульфїт-аніонів їх сорбція на аніоніті в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі проходила ефективно.

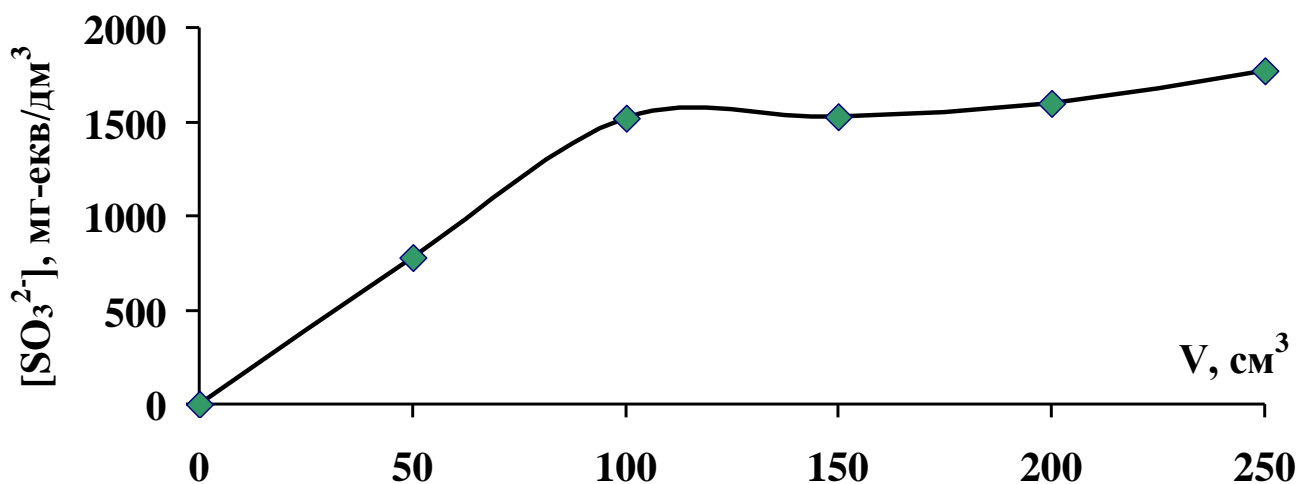


Рис. 1. Сорбція сульфїт-аніонів на аніоніті АВ-17-8 в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі ( $V_i=20$  см<sup>3</sup>) при обробці 10 % розчином  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  (ПОДС=4238 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

Велику ємність аніоніту в даному випадку можна пояснити надеквівалентною сорбцією, так як у концентрованих розчинах завжди більша концентрація недисоційованих молекул, і це сприяє проникненню коіонів в іоніт.

В подальшому для порівняння проводились дослідження з низькоосновними аніонітами, такими, як Dowex Marathon та AMBERLITE IRA 96.

Криві сорбції сульфїт-аніонів на низькоосновному аніоніті Dowex Marathon представлені на рис. 2.

Сорбція сульфит-аніонів на аніоніті Dowex Marathon у Cl-формі проводилася розчином сульфиту натрію з різними концентраціями. Були використані такі початкові концентрації: 10 %, 8 %, 6 % та 3 %. ПОДС відповідно складала: 1545 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 1890 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 1225 мг-екв/дм<sup>3</sup> та 1025 мг-екв/дм<sup>3</sup> для об'єму іоніту – 20 см<sup>3</sup>. Невелику ємність даного редокситу можна пояснити незначним об'ємом іоніту, малим часом контакту з водою, так, як ємність у значній мірі залежить від кінетичних чинників. З рис. 2 також видно, що ємність іоніту суттєво залежить від концентрації розчину.

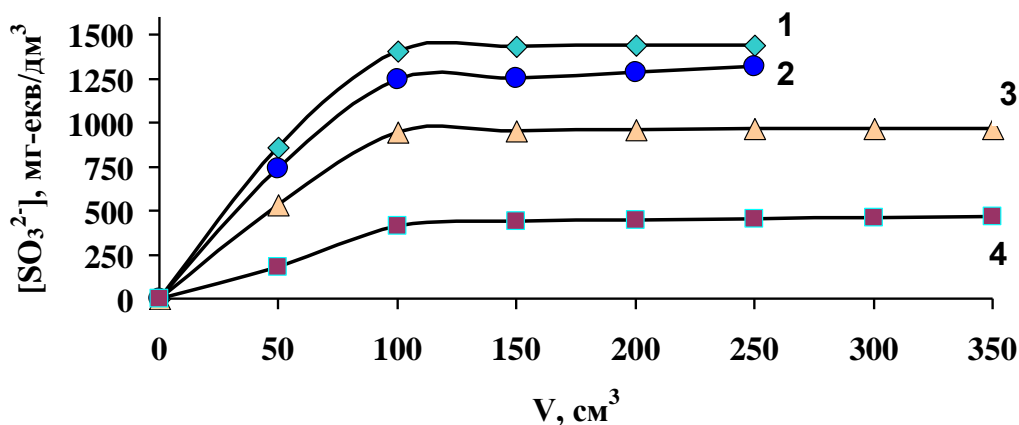
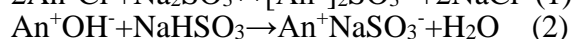


Рис. 2. Вихідні криві сорбції сульфит-аніонів на аніоніті Dowex Marathon ( $V_i=20\text{ см}^3$ ) у Cl-формі, з розчинів  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  при початкових концентраціях, %: 10 (1), 8 (2), 6 (3), 3 (4) (ПОДС<sub>1</sub>=1545 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ПОДС<sub>2</sub>=1890 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ПОДС<sub>3</sub>=1225 мг-екв/дм<sup>3</sup>, ПОДС<sub>4</sub>=1025 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

Сорбція на аніоніті AMBERLITE IRA 96 в Cl-формі сульфит-аніонів проводилася розчинами  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  з відповідними концентраціями: 10 %, 8 %, 6 % та 3 %. ПОДС аніоніту AMBERLITE IRA 96 близька до ПОДС Dowex Marathon, так як обидва аніоніти відносяться до низькоосновних. ПОДС відповідно становить: 1640 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 1690 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 1460 мг-екв/дм<sup>3</sup> та 780 мг-екв/дм<sup>3</sup> для об'єму аніоніту – 20 см<sup>3</sup>. Аніоніт AMBERLITE IRA 96, так як і Dowex Marathon, показав, що ємність по сульфит-іонам залежить від концентраційного фактору.

Паралельно проводилися дослідження на аніоніті AMBERLITE IRA 96 в OH-формі при сорбції розчинами  $\text{NaHSO}_3$  з початковими концентраціями: 10 %, 8 %, 6 % та 3 %. В цьому випадку ПОДС відповідно склали: 4790 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 4340 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 4240 мг-екв/дм<sup>3</sup>, 3660 мг-екв/дм<sup>3</sup> для об'єму аніоніту – 20 см<sup>3</sup>.

Очевидно, що сорбція аніоніту AMBERLITE IRA 96 розчином  $\text{NaHSO}_3$  проходить набагато краще в порівнянні з розчином  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ . Це підтверджується ємністю іоніту по відношенню до цих розчинів і пояснюється наступним:



При сорбції сульфит-аніонів на аніоніті в сольовій формі (реакція 1) при високих концентраціях сульфит-аніонів в розчин переходять хлорид-аніони, що спричиняє прискорення зворотної реакції. Крім того, незначною є надеквівалентна сорбція. При використанні аніоніту в основній формі та розчинів бісульфіту натрію процес проходить з утворенням води, як побічного продукту реакції, із сорбцією двох еквівалентів сульфиту на один еквівалент ємності аніоніту з утворенням  $\text{An}^+\text{NaSO}_3^-$  (реакція 2). Саме це є головною причиною високої ємності аніоніту по сульфит-аніонах.

## МІКРОБНІ ЕЛЕКТРОХІМІЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ В ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД

*Щурська К.О., Кузьмінський Є.В.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ  
k.shchurska@kpi.ua*

Мікробні електрохімічні технології (МЕТ) вельми перспективні мають великі перспективи для вирішення енергетичних проблем, а також для в процесах очищення стічних вод. Вперше можливість використання мікроорганізмів для генерації електроенергії була продемонстрована ще в 1912 році [1], але 90% опублікованих робіт у цій галузі відносяться до останніх 15 років. В червні 2012 року міжнародний науковий журнал ChemSusChem присвятив спеціальний випуск технологіям отримання електричної енергії в мікробних паливних елементах (МПЕ). Головна причина, чому ці технології викликають такий інтерес, це перспективи використання МПЕ в системах очищення стічних вод та переробці різних типів відходів - від порівняно безпечних харчових до токсичних. В основі роботи таких систем лежить метаболізм екзоелектрогенних мікроорганізмів, а саме їхня здатність використовувати нерозчинні оксиди металів в природних екосистемах та анод в штучних умовах як кінцеві акцептори електронів [2]. Це дає змогу отримувати електричну енергію та корисні продукти з поновлюваних джерел.

Метою даної роботи є представлення можливостей МЕТ в процесах очищення стічних вод.

На даний час МЕТ включають в себе такі технології: мікробні паливні елементи (microbial fuel cell – MFC) для виробництва електричної енергії, отримання водню в мікробних електролізних установках (microbial electrolysis cell – MEC), знесолення води в мікробних опріснювальних системах (microbial desalination cell MDC), а також виробництво електричної енергії в рослинних мікробних паливних елементах (plant microbial fuel cells – P-MFC) [3]. Особливий інтерес викликають системи, в яких як сировина можуть бути використані стічні води з високими концентраціями органічних сполук, а саме МПЕ.

В дослідженнях МЕТ для виробництва електроенергії в лабораторних умовах використовуються різні стічні води, включаючи стічні води підприємств харчової і легкої промисловості [4-7]. Оцінюючи можливості МПЕ, що представлені в наших роботах і науковій літературі [8 – 11], можна передбачити розташування такої біоелектрохімічної системи в технологічній схемі очищення стічних вод. Так, МПЕ раціонально розташовувати після етапу анаеробного очищення і перед етапом аеробного біологічного очищення [8 – 11]. Не зважаючи на велику кількість робіт, присвячених МПЕ, в порівнянні з характеристиками хімічних джерел струму у МПЕ залишаються низькі питомі характеристики (питома енергія, питома потужність). Як і раніше головною проблемою є підвищення швидкості переносу заряду з клітин на електроди. Перспективними є дослідження з використанням екзоелектрогенів, здатних до прямої передачі електронів на електрод, з використанням асоціацій мікроорганізмів. У зв'язку з цим для удосконалення МПЕ все більшого значення будуть мати фундаментальні знання про склад екзоелектрогенних асоціацій і про роль окремих видів бактерій в цій спільноті, про механізми передачі електронів на електрод і між членами асоціації, про метаболічні ланцюги і фізіологію таких мікроорганізмів. Як і раніше великою проблемою МПЕ є створення ефективних катодів. Сьогодні перспективними напрямками є використання хімічного або ферментного кисневих (повітряних) електродів, а також так званих «біокатодів», в яких роль каталізаторів виконують бактерії біоплівки [12].

І хоча МЕТ і мають ряд обмежень і проблем, МПЕ вже подекуди застосовують на практиці. Тільки один приклад - так званий осадовий паливний елемент для погодних буїв [13]. Його анод знаходиться на дні водойми в анаеробних умовах, а катод - в аеробних при поверхневому шарі, що і створює різницю потенціалів. Такі установки в автономному режимі можуть міряти значення рН, температуру, швидкість вітру тощо, а також зберігати і передавати цю інформацію на базу. Важлива його перевага в тому, що він практично не вимагає обслуговування.

Незважаючи на те що комерційний розвиток МТЕ за деякими напрямками знаходиться в стадії реалізації, необхідні подальші дослідження для розробки стратегії підвищення характеристик мікробних паливних елементів, їх термінів служби і надійності.

1. Logan B. E. Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation / B.E. Logan // *Water Science Technology*. – 2005. – v.52. – №1–2. – P. 31 – 37.

2. Kim H. J. A mediator-less microbial fuel cell using a metal reducing bacterium, *Shewanella putrefaciens* // H. J. Kim, D. H. Park, M. S. Hyun, I. S. Chang, M. Kim, B. H. Kim // *Enzyme and Microbial Technology*. – 2002. – №30. – P. 145 – 152.

3. Agarwal A.K., Agarwal R.A., Gupta T., Gurjar B.R. *Biofuels: Technology, Challenges and Prospects*, Singapore: Springer Verlag, 2017. - 245 p.

4. A 90-liter stackable baffled microbial fuel cell for brewery wastewater treatment based on energy self-sufficient mode / [Y. Dong, Y. Qu, W. He та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2015. – №195. – С. 66–72.

5. Examination of microbial fuel cell start-up times with domestic wastewater and additional amendments / [G. Liu, M. D. Yates, S. Cheng та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2011. – №102. – С. 7301–7306.

6. Microbial community analysis of a single chamber microbial fuel cell using potato wastewater / [L. Zhen, H. Rishika, S. Eugene та ін.]. // *Water Environment Research*. – 2014. – №86(4). – С. 324–337.

7. Kalathil S. Efficient decolorization of real dye wastewater and bioelectricity generation using a novel single chamber biocathode-microbial fuel cell / S. Kalathil, J. Lee, M. H. Cho. // *Bioresource Technology*. – 2012. – №119. – С. 22–27.

8. Козар М. Ю. Очищення стічних вод солодового заводу з одержанням біоводню / М. Ю. Козар, К. О. Щурська, Л. А. Саблій, Є. В. Кузьмінський // *Східно-європейський журнал передових технологій*. – 2013. – Т. 6, № 66. – С. 33–36.

9. Голуб Н. Б. Анаэробная очистка сточных вод пивзаводов с одновременным получением водорода / Н. Б. Голуб, К. О. Щурская, М. В. Троценко // *Химия и технология воды*. – 2014. – Т. 36, № 2. – С. 163–176.

10. Janicek A. Design of microbial fuel cells for practical application: a review and analysis of scale-up studies / A. Janicek, Y. Fan, H. Liu. // *Biofuels*. – 2014. – №5. – С. 79–92.

11. A hybrid microbial fuel cell membrane bioreactor with a conductive ultrafiltration membrane biocathode for wastewater treatment / [L. Malaeb, K. P. Katuri, B. E. Logan та ін.]. // *Environ. Sci. Technol.* – 2013. – №47. – С. 11821–11828.

12. Power generation from a biocathode microbial fuel cell biocatalyzed by ferro/manganese-oxidizing bacteria / Y. Mao, L. Zhang, D. Li, H. Shi, Y. Liu, L. Cai // *Electrochimica Acta*. – 2010. – V. 55. – I. 27. – P. 7804–7808.

13. Дебабов В.Г. Производство электричества микроорганизмами / В.Г. Дебабов // *Микробиология*. – 2008. – Т. 77. – № 2. – С. 149 – 157.



**POLISH ACADEMY OF SCIENCES SCIENTIFIC CENTER IN KIEV  
PRZEDSTAWICIELSTWO POLSKA AKADEMIA NAUK W KIJOWIE  
ПРЕДСТАВНИЦТВО ПОЛЬСЬКА АКАДЕМІЯ НАУК У КИЄВІ**

Bohdana Kmel'nyts'koho 49 off. 4, 01030  
Kiev, Ukraine e-mail:  
henryk.sobczuk@pan.pl  
phone: +38 0968532681,  
phone/fax: +380442340216  
[www.panukraina.pl](http://www.panukraina.pl)

Director: Professor Henryk Sobczuk

Polish Academy of Sciences Scientific Center in Kiev, formally established in the end of 2012, is engaged into numerous activities closely related to dissemination of scientific results of Polish science. An important part of activity is to help in development of scientific contacts and information exchange between Polish and Ukrainian institutions and scientific community members.

The basic form of activity is organization of common Polish-Ukrainian scientific conferences, round tables, lectures, scientific workshops and other forms of contacts and information exchange. Organized events concern basic and technical sciences, but there were also events organized concerning psychology, law, sociology and other social sciences.

Since its establishment Center has organized more than one hundred conferences and seminars with the active presence of Polish scientists, some of those conferences enjoyed participation of scientists from other countries.



Organized events allow to propagate Polish science results, create scientific contacts, and allow for future applications with common projects financed from various sources, especially from Horizon 2020 program.

The Center published a number of books and conference materials, between others a book dedicated to the memory of Professor Wojciech Aloysius Świątosławski, an eminent Polish scientist, pupil of Kiev Polytechnic Institute, extremely talented chemist, with great competence and scientific intuition working in the areas of technology and engineering.



The director personally actively organizes contacts with the important persons in Ukrainian science. Main contacts cover cooperation with Ministry of Science of Ukraine, National Academy of Sciences of Ukraine, National Agrarian Academy of Sciences of Ukraine, National Medical Academy of Sciences, Universities, Technical Universities and Research Centers, in Kiev and other cities of Ukraine.

After political change in Ukraine there is an urgent need for development of cooperation with European Union. Poland is the most needed partner for H2020 projects. High potential of Ukrainian science makes it possible to develop a good cooperation teams with Polish colleagues.

Dyrektor Przedstawicielstwa PAN prof. Henryk Sobczuk (w środku) wraz z rektorem Politechniki Kijowskiej prof. Michałem Zgurowskim (3 od prawej) po okresowym spotkaniu organizacyjnym.

Director of Scientific Center in Kiev prof. Henryk Sobczuk (in the center) with the Rector of Kiev Polytechnic Institute prof. Michael Zgurowsky (3-rd from the right) after one of meetings

Dyrektor Przedstawicielstwa PAN prof. Henryk Sobczuk podczas obchodów Dni Nauki w Kijowie, obok w Prezydium zasiada Wiceminister Nauki i Oświaty Ukrainy Maksim Stricha (z wąsami)

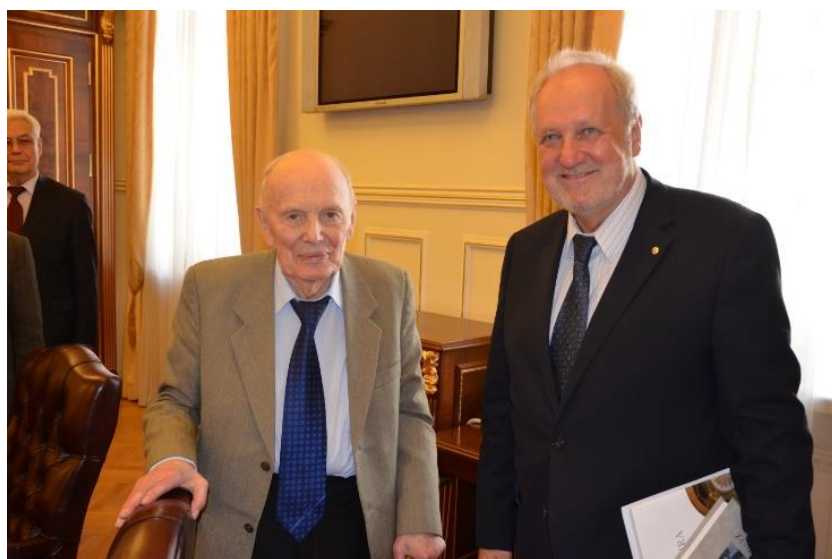
Director of Scientific Center in Kiev prof. Henryk Sobczuk during celebration of Science Days in Kiev, beside in the presidium there is the Vice Minister of Science and Education of Ukraine Maxim Strikha (with mustache).

Fotografia ze spotkania Prezesa PAN Jerzego Duszyńskiego z Ministrem Nauki Ukrainy Sergiejem Kvitom, od lewej Henryk Sobczuk, Paweł Kowal, Sergiej Kvit, Jerzy Duszyński oraz Konsul Generalny w Kijowie Rafał Wolski (25 września 2015r)

Photograph from the meeting of President PAS Jerzy Duszyński with Minister of Science and Education of Ukraine Sergiej Kvit, from the left: Henryk Sobczuk, Paweł Kowal, Sergiej Kvit, Jerzy Duszyński and Consul General in Kiev Rafał Wolski (25 Sept. 2015r)

Pamiątkowe zdjęcie z roboczego spotkania Prezesa Polskiej Akademii Nauk prof. Jerzego Duszyńskiego z Prezesem Narodowej Akademii Nauk Ukrainy prof. Borysem Jewgeniejewiczem Patonem (25 września 2015r).

Commemorative photo taken at the meeting of President of PAS prof. Jerzy Duszyński and President NASU prof. Boris Paton (25 Sep. 2015)



НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ  
"КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ"

Факультет біотехнології і біотехніки  
Кафедра екобіотехнології та біоенергетики

## НОВІ ЕФЕКТИВНІ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Область використання - при проектуванні та будівництві нових і реконструкції діючих очисних споруд:

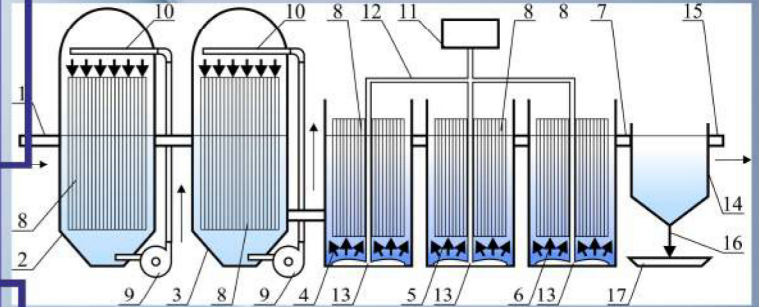
- для промислових і сільськогосподарських підприємств
- для підприємств водопровідно-каналізаційного господарства
- для риборозвідних господарств
- в індивідуальній забудові

Технології реалізуються у високопродуктивних компактних біореакторах, в яких застосовуються:

- волокнисті полімерні носії для іммобілізації мікроорганізмів
- анаеробно-аеробні умови
- проточна схема руху води через біореактори

Переваги порівняно з очищенням в традиційних аеротенках:

- збільшення ступеня очищення стічних вод за органічними речовинами, сполуками азоту і фосфору та доведення якості очищеної води до діючих санітарних норм
- зменшення об'ємів осадів на 25-35%
- зменшення енергетичних витрат до 40% за рахунок анаеробного процесу
- одержання енергоносіїв
- зменшення капітальних і експлуатаційних витрат на 35-45%



Технологія біологічного очищення стічних вод з високим вмістом органічних речовин:

- 1 - подача стічних вод; 2, 3 - анаеробні біореактори, відповідно I і II ступенів; 4, 5 - аноксидні біореактори, відповідно I і II ступенів; 6 - аеробний біореактор; 7 - відведення стічних вод з аеробного біореактора; 8 - волокнистий носій; 9 - циркуляційний насос; 10 - перфорований трубопровід рециркуляційної води; 11 - повітродувна станція; 12 - повітропроводи; 13 - аератори; 14 - вторинний відстійник; 15 - трубопровід відведення очищеної води; 16 - відведення осаду; 17 - мулові майданчики

Save Water ... Save Life

Технології захищено 8 патентами України на винаходи  
Впроваджено на 9 підприємствах України



Автори:  
Кузьмінський Є.В., д.х.н., професор  
Гвоздяк П.І., д.б.н., професор  
Саблій Л.А., д.т.н., професор  
Жукова В.С., к.т.н.  
Козар М.Ю.

Адреса: 03056, Київ 56, пр. Перемоги, 37, корпус № 4,  
кафедра екобіотехнології та біоенергетики НТУУ "КПІ"  
E-mail: [larisasabliy@mail.ru](mailto:larisasabliy@mail.ru)



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

Факультет біотехнології і біотехніки

Кафедра екобіотехнології та біоенергетики

ТЕХНОЛОГІЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ  
ГОСПОДАРСЬКО-ПОБУТОВИХ ТА ВИРОБНИЧИХ СТИЧНИХ ВОД  
ВІД ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН, БІОГЕННИХ  
ЕЛЕМЕНТІВ ТА КСЕНОБІОТИКІВ

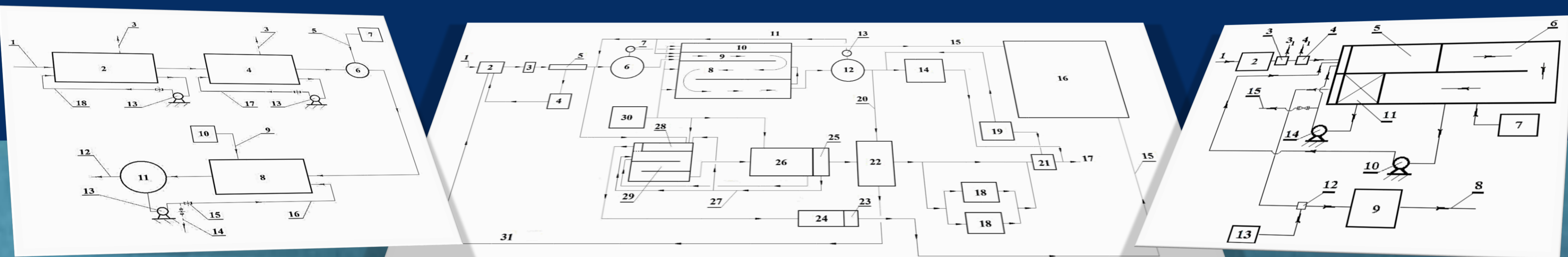
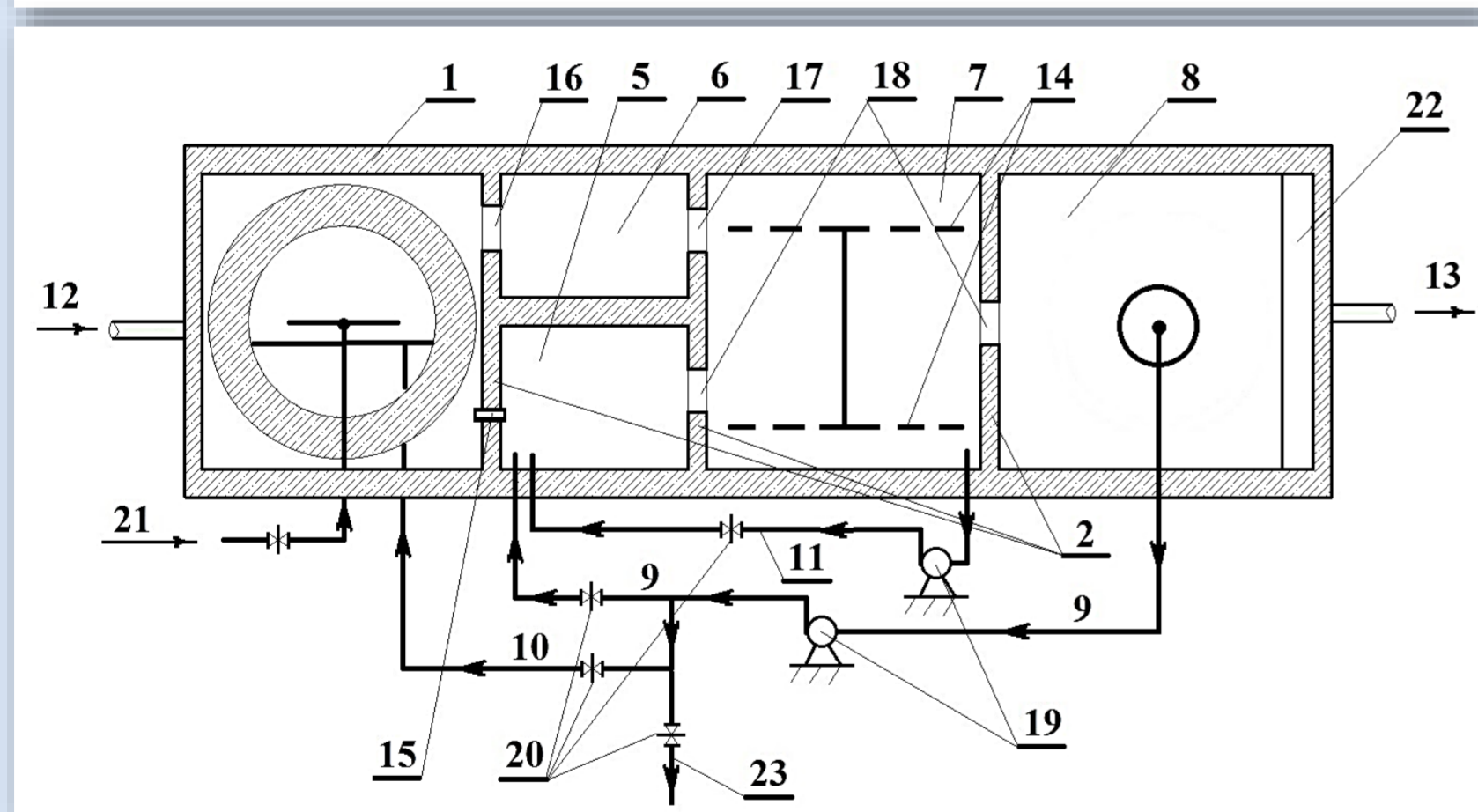
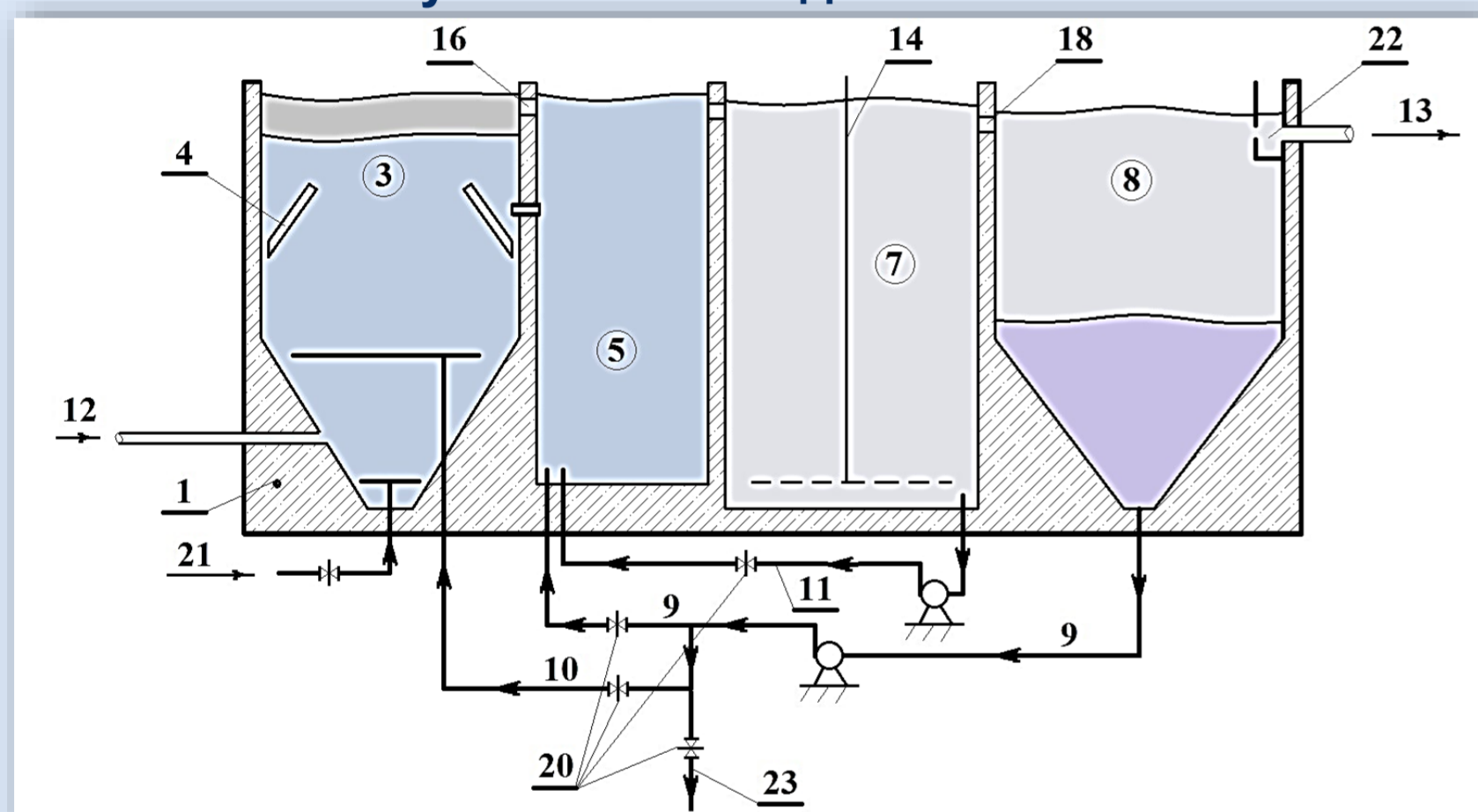
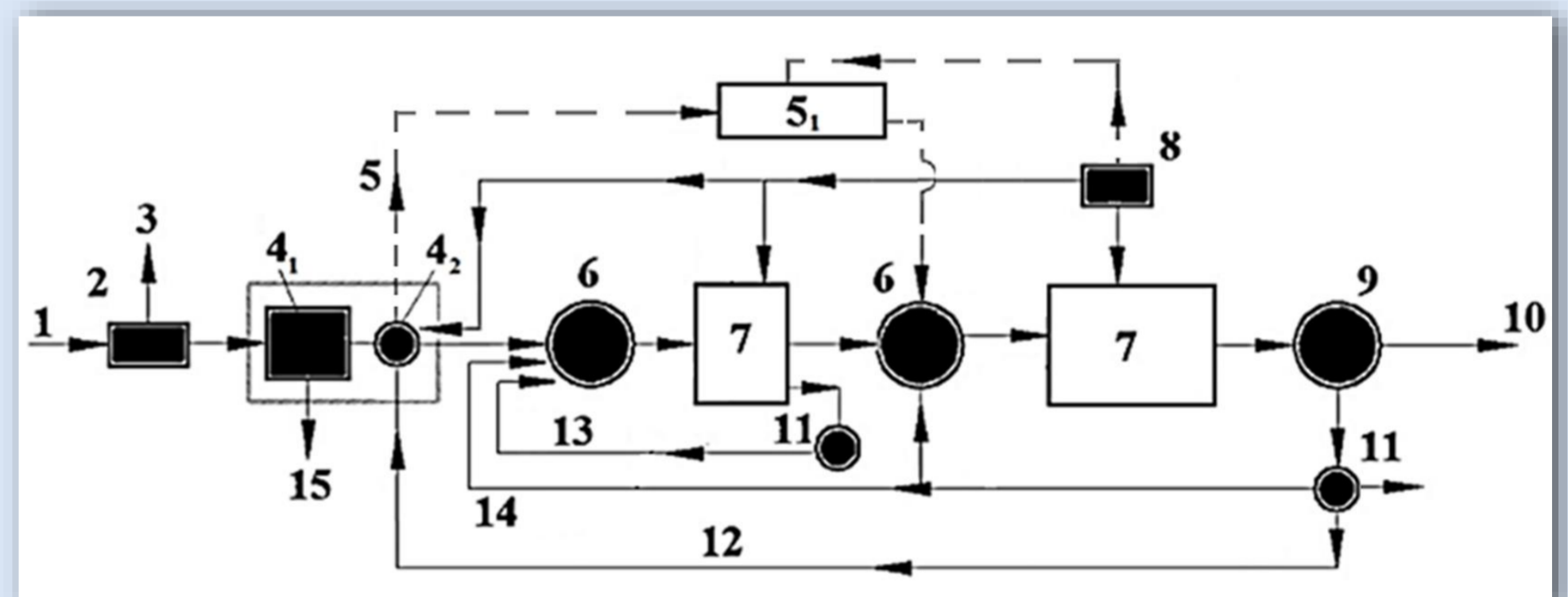


Схема компактного апарата для реалізації технології глибокого біологічного очищення стічних вод із симультанним видаленням СПАР



1 - корпус; 2 - вертикальні перегородки; 3 - секція біофлокуляції-флотації; 4 - похила перегородка-екран; 5 - секція аноксидного очищення стічних вод; 6 - секція аноксидної обробки флотаційного шламу; 7 - секції аеробного очищення стічних вод; 8 - секція вторинного відстоювання; 9 - трубопровід зворотного активного мулу; 10 - трубопровід надлишкового активного мулу; 11 - трубопровід рециркуляції мулової суміші; 12 - трубопровід подачі стічних вод на очищення; 13 - трубопровід відведення очищених стічних вод; 14 - система аерації; 15 - трубопровід подачі стічних вод із секції біофлокуляції-флотації до секції аноксидного очищення стічних вод; 16 - отвори для переливу флотаційного шламу; 17 - отвори для переливу продуктів аноксидної обробки флотаційного шламу; 18 - отвори для переливу мулової суміші; 19 - рециркуляційні насоси; 20 - запірно-регульовальна арматура; 21 - трубопровід подачі робочої рідини із стисненим повітрям; 22 - збірний лоток; 23 - трубопровід відведення надлишкового активного мулу.

Схема технології глибокого біологічного очищення міських стічних вод із симультанним видаленням СПАР



1 - очищувані стічні води, що пройшли споруди решіток; 2 - пісколовловлювач; 3 - піщана пульпа на пісковий майданчик; 4<sub>1</sub> - первинний відстійник; 4<sub>2</sub> - біофлокулятор-флотатор; 5 - флотаційний шлам на обробку; 5<sub>1</sub> - споруди біологічної обробки флотаційного шламу; 6, 7 - аноксидний, аеробний біореактори; 8 - повітродувна станція; 9 - вторинний відстійник; 10 - стічні води на знезараження і випуск у природну водойму; 11 - насос; 12 - надлишковий активний мул; 13 - рециркуляційна мулова суміш; 14 - зворотний активний мул; 15 - сирий осад первинних відстійників на обробку

Об'єми аноксидних і аеробних біореакторів, за розробленою технологією із поділом потоку зворотного активного мулу до аноксидних біореакторів I і II ступеня, співвідносяться таким чином – 25:33:29:13 (%).

Переваги розробленої технології

- зниження об'єму аеробного реактора II ступеня до 50% порівняно з технологією за схемою Bardenpho;
- економія електроенергії до 25%;
- зменшення витрат осаду до 30%;
- зменшення витрат на обробку і утилізацію осадів до 35%;
- зниження навантаження на активний мул за СПАР до 75%;
- забезпечення стабільної роботи очисних споруд в умовах нерівномірного надходження забруднюючих речовин;
- забезпечення необхідного ступеня очищення стічних вод від біогенних елементів та ксенобіотиків.

Контакти

Кафедра екобіотехнології та біоенергетики

НТУУ "КПІ ім. Ігоря Сікорського"

03056, м. Київ, академіка Янгеля, 3, корп. №4, к. 182.

тел./факс: +38 044 454 97 79

Саблій Л. А., д.т.н., професор – [larisasabliy@mail.ru](mailto:larisasabliy@mail.ru)

Росінський В. М., к.т.н., докторант – [wrossin@live.com](mailto:wrossin@live.com)

Публікації, охоронні документи, впровадження

За напрямком досліджень опубліковано більше 30 наукових робіт у фахових виданнях України, матеріалах міжнародних конференцій, симпозіумів, конгресів, форумів.

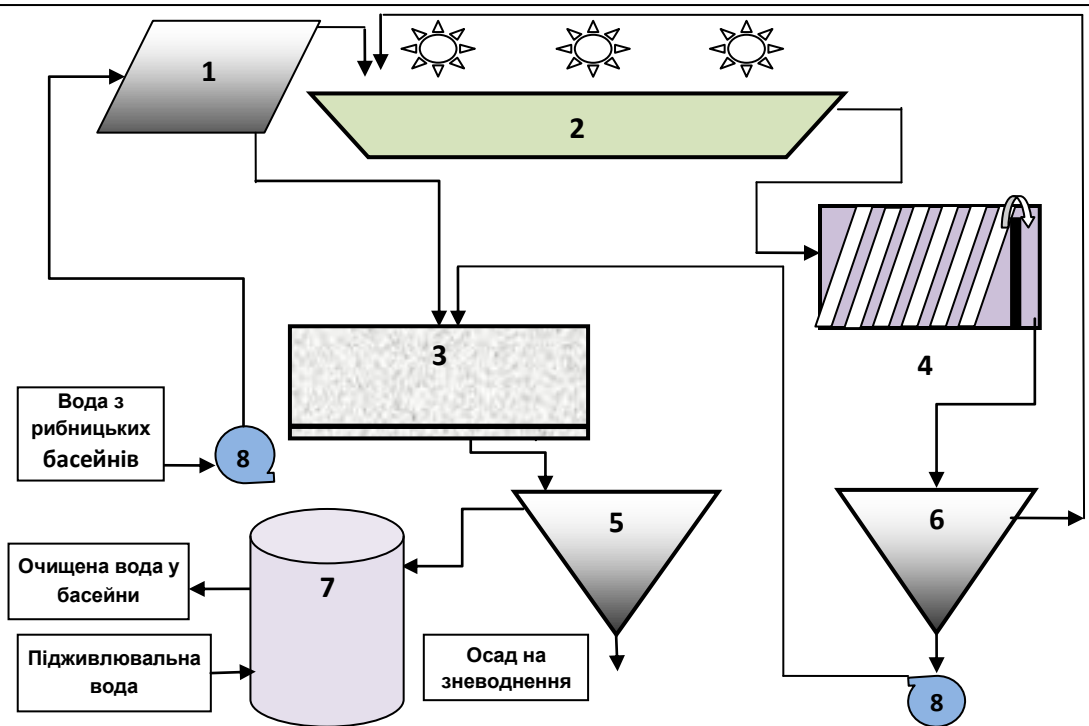
Розроблені технічні рішення захищені 8 патентами на винахід і на корисні моделі.

Технологія впроваджена на 6 об'єктах виробничих підприємств і водопровідно-каналізаційного господарства населених пунктів України.



Національний технічний університет України  
 «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського»  
 Факультет біотехнології і біотехніки  
 Кафедра екобіотехнології та біоенергетики

Технологія біологічного очищення оборотної води  
 рибницьких господарств індустріального типу



Умовні позначення: 1- блок механічного очищення; 2 – фітореактор з водними рослинами; 3 – біофільтр; 4 – реактор з носієм типу «Віа»; 5,6 – відстійник; 7 – блок терморегуляції та аерації; 8 - насос.

Переваги технології

- просте та надійне апаратне оформлення
- найвищі кондиції якості очищеної води порівняно із іншими схемами очищення
- зменшення кількості відходів у 3-5 разів
- отримання цінних кормів в процесі відновлення якості води
- зниження витрат на очищення води на 20-30%
- екологічна чистота технології
- можливість інтеграції у схемі очищення систем гідропоніки

Область використання –  
 відновлення якості циркуляційної  
 води рибницьких господарств із  
 замкнутим циклом  
 водозабезпечення

Автори:  
 Кузьмінський Є.В., д.х.н, професор  
 Саблій Л.А., д.т.н., професор  
 Кононцев С.В., к.т.н., доцент  
 Козар М.Ю., к.т.н.