



Proceedings of the VI International Scientific
and Technical Conference

PURE WATER. FUNDAMENTAL, APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS

14-15 November 2019

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

Міністерство освіти і науки України

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

ЧИСТА ВОДА.

ФУНДАМЕНТАЛЬНІ, ПРИКЛАДНІ ТА ПРОМИСЛОВІ АСПЕКТИ

Матеріали VI Міжнародної
науково-практичної конференції

14-15 листопада 2019 р.,
Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Київ 2019

УДК 628.1 (063)
ББК 38.761я43
Ч68

Укладач, дизайн та верстка:

Жукова В., Колтишева Д.

Editor, design and layout:

Zhukova V., Koltysheva D.

Ч68 **Чиста вода.** Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (14-15 листопада 2019 р., м. Київ): матер. VI Міжнар. наук.-практ. конф./ Уклад. Жукова В. – 2019. – 243 с.

Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects (14-15 November 2019, Kyiv): proceedings of the VI International Scientific and Technical Conference / Editors: Zhukova V. – 2019.– 243 p.

Уміщено матеріали конференції, в яких висвітлено питання технології підготовки питної та технічної води; технічні аспекти водопостачання; біологічні та біохімічні аспекти очищення комунально-побутових та промислових стічних вод; утилізацію осаду та активного мулу; моніторинг та прогнозування стану природних водойм в умовах інтенсивного водоспоживання.

The collection of proceedings of the conference includes question on technologies for treatment of drinking and process water; technical aspects of water supply; biological and biochemical aspects of municipal and industrial wastewater treatment; disposal of sludge; monitoring and forecasting of natural water in conditions of intense water use.

УДК 628.1 (063)
ББК 38.761я43

© Усі права авторів застережені, 2019

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. Степнєвські 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. 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. Бегановский А. – начальник відділу біохімії довкілля 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.х.н., проф., акад. НАН України Картель М.Т. – директор Інституту хімії поверхні ім. О.О. Чуйка НАН України;

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.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. Мєшкова-Клименко Н.А. – заступник директора Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, професор ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського»;

д.б.н., проф. Афанасьєв С.О. – директор Інституту гідробіології НАН України;

д.т.н., с.н.с. Мітченко Т.Є. – завідувач НДІ сорбції та іонного обміну ХТФ НТУУ «КПІ ім. І. Сікорського»;

д.т.н., проф. Саблій Л.А. – професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ НТУУ «КПІ ім. І. Сікорського»;

к.т.н., доцент Камаєв В.С. – віце президент корпорації «Науковий парк «Київська політехніка»;

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»;

Секретар конференції з української сторони:

к.т.н. Жукова В.С. – старший викладач кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ, КПІ ім. І. 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 VI International
Scientific and Technical Conference
**PURE WATER. FUNDAMENTAL,
APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS**

14-15 November 2019
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, Igor Sikorsky Kyiv polytechnic Institute;

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**

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. Bieganski – 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.Sc, Professor, Corresponding member 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., V. Zhukova – Senior Lecturer of the of Ecobiotechnology and Bioenergetics of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute ;

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**

14-15 Listopad 2019 r.

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

ORGANIZATORAMI KONFERENCJI SĄ:

- Narodowy Uniwersytet Techniczny Ukrainy „Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky”, 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 Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky, Kijów, Ukraina;
- Park Nauki "Kyivska Polytechnica", Kijów, Ukraina;
- Centrum Ukraińsko-Polskie z Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky, 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 „Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky” 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 Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky ;

Prof. d.t.n. M. Gomelya – kierownik Zakładu Ekologii Roślin i Technologii Polimerów Wydziału Inżynierii Chemicznej Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky

Prof., d.ch.n. Ye. Kuzminskiy – Kierownik Departamentu Ekobiotechnologii i Bioenergetyki Wydziału Biotechnologii i Biotechnics Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky.

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. 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. Bieganski – 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 Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky;

Prof., d.t.n. Ye. Panov – Dziekan Wydziału Inżynierii Chemicznej Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky;

Prof., d.ch.n., Corr. NAS Ukrainy B. Kornilovych – Kierownik Zakładu w Instytucie Sorpcji i Problemów Endoekologii NAS Ukrainy, Kierownik Departamentu WTC, Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky

Prof., d.ch.n. N. Meshkova-Klimenko - wicedyrektor ds. Nauki Instytutu Chemii Koloidów i Chemii Wody im. A. Dumańskiego NAN Ukrainy, profesor WTC, Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky;

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, Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky;

Prof., d.t.n. L. Sablyi – Profesor Katedry Ekobiotechnologii i Bioenergetyki Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky ”

Dr inż, d.ch.n. V. Barbash – Zastępca Prorektor ds. Badań Pracy Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky;

Prof., d.t.n. S. Shukayev – Sekretarz Naukowy Katedry Wyższego Wykształcenia Technicznego, Stosowanej Analizy Systemowej Informatyki UNESCO w Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky, 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. V. Zhukova - Starszy Wykładowca Katedry Ekobiotechnologii i Bioenergetyki Kijowski Politechniczny Instytut im. Igor Sikorsky”

ЗМІСТ

Abdurasulov A., Umarov T.S., Mambetova R.S., Dobaeva G., Abdurasulova A. Water protection against sewage contamination in coal deposits	19
Abdurasulov I., Umarov T. S., Mambetova R. S., Jenishbek uulu O., Masalbekov T. Clarification of water in thin-bedded sedimentation tank	21
Arno de R., Abdurasulov I., Abylova B. Water supply for settlements of the Kyrgyz Republic	24
Bila K., Kutuzova A., Dontsova T. Photocatalytic activity of TiO ₂ nanocomposites doped with Sn	26
Bławucka M., Kowalski D., Suchorab P., Kowalska B. Problemy z automatyczną budową hydraulicznych modeli sieci wodociągowych i ich kalibracją	27
Bylka J., Mróz T.M. Ocena energetyczna systemu zaopatrzenia w wodę wspomaganą zintegrowanymi narzędziami informatycznymi	28
Czarnota J., Masłoń A. The reasonability of using powdered mineral materials in aerobic granular sludge technology	30
Dorozinsky G., Maslov V., Dorozinska H., Klestova Z., Blotska O., Yushchenko A. Increasing the sensitivity of method for pathogen detection in water based on the surface plasmon resonance phenomenon	32
Drewnowski J., Shourjeh M.S., Kowal P., Szelag B., Lu X., Xie L. Modeling AOB-NOB growth rate under specific oxygen strategy for optimization short-cut nitrogen removal process in WWTPs	34
Duda-Saternus S., Bojar I., Łagód G. Contamination of surface waters by health affecting endocrine active compounds	36
Golovko D.A., Goncharova I.V. Potassium ferrate(VI) – a new reagent for special water treatment	38
Gryshchuk V. P. Water in nature is a basis of a complex of innovative technologies for human health, active longevity, ecology of environment and other industries	39
Krukovich A.S., Suprunchuk V.I. The effect of superfloc N-300 on the sedimentation of Pb(II) hydroxide	41
Litynska M., Silevych D., Tolstopalova N., Astrelin I. Phytotoxicity of some organic pollutants	42
Litynska M., Tarabaka V., Tolstopalova N., Astrelin I. Adsorption properties of some ferric-based materials in the context of potentiometric titration	43
Masłoń A., Czarnota J. Biogas production from sewage sludge as an energy balance element of the wastewater treatment plant	46

Nechyporuk D.O., Kyrii S.O., Kosogina I.V. New coagulation reagent for wastewater treatment	49
Protasov O.O., Novosolova T.M., Sylaieva A.A., Morozovska I.O. On the issue of assessment of ecological status and potential of the water bodies with different tipe and intensity of anthropogenic impact	50
Sanzhak O.V., Brazhnyk D.V., Goncharov V.V., Zazhigalov V.A., Azimov F.A. Benzene photodestruction using Ti-containing catalysts on metallic supports	52
Shapovalova M.V., Khalyavka T.A., Shcherban N.D., Camyshan S.V., Permyakov V.V., Shcherbakov S.N. The influence of TiO ₂ modification on its adsorption and photocatalytic properties	54
Sokolovska N.V., Konotopchik A.V., Trembus I.V. The influence of the use of oxide-organosolvent spent liquor on the quality of pulp from straw	55
Stolyarenko H.S., Azizov R.O., Tupitsky B.I. Electrochemical membrane protection during desalting high-mineralized water	57
Świsłowski P., Rajfur M. Algae – a source of information on contamination of surface waters with heavy metals	61
Szulżyk-Cieplak J., Łagód G., Zaborko J. The use of AHP method for selection of wastewater treatment system in areas of dispersed settlement	61
Tomaszewski J. Gospodarowanie zasobmi wody w kontekście bezpieczeństwa egzystencji i działalności człowieka. problem globalny czy regionalny?	63
Vorobyova V., Trus I., Denisyk I., Skiba M. Bioactive potential of apricot pomace: a possible use of an agricultural waste	63
Zaborko J., Szulżyk-Cieplak J., Łagód G. Wykorzystanie komputerowego wspomaganie projektowania przy opracowywaniu dokumentacji technicznej oraz instrukcji serwisowych bioreaktorów	64
Zdarta A., Piatova A., Mokriy V. Horizon 2020. Practical aspects of participation	65
Андреєва О.А., Майстренко Л.А., Первая Н.В. Екологізація рідинних процесів при виробництві натуральних шкір різного цільового призначення	66
Білий Р.В., Орел В.І. Забезпечення допустимої нерівномірності роздавання води водорозподільним пристроєм баштової градирні	70
Большак А. П., Мітченко Т. Є. Оцінка ефективності доочищення питної води побутовими картриджами	73
Буткова П.В., Саблій Л.А. Порівняння технологій анаеробного біологічного очищення висококонцентрованих стічних вод	75

Вовкодав Ю.І., Євтушок Д.П., Квітка А.В. Вплив якості води на властивості хімічних матеріалів для підготовчих процесів виробництва шкіри	77
Гаврилишина Є.І., Саблій Л.А. Біологічне очищення стічних вод від сполук нітрогену з використанням вищих водних рослин	79
Ганжук А., Гарбарчук С., Галиш В., Старокадомський Д. Утилізація скопу паперових виробництв	80
Гарбарчук С., Костюченко В., Бортнік О., Ганжук А., Галиш В. Очищення стічних вод паперових виробництв методом коагуляції	81
Гевод В.С., Чернова А.С. Очищення питної води від нітратів методом витіснювальної біофільтрації	82
Голуб Н.Б., Левтун І.І. Очищення стічних вод пивоварень за допомогою зелених мікроводоростей <i>Chlorella vulgaris</i>	85
Гомеля М.Д., Трус І.М., Камаєв В.С. Очищення води від важких металів при використанні магнетиту	87
Горбенко А.В., Кокідько Ю.С., Охмат О.А. Очищення стічних вод шкіряного підприємства	88
Горват В. В., Саблій Л.А. Аналіз методів біотестування стічних вод	89
Демчук І.М., Столяренко Г.С., Кузнєцова С.Ю., Фоміна Н.М. Альтернативна технологія існуючих процесів очистки стічних вод виробництва карбаміду	91
Дзюбій О.А., Саблій Л.А. Технічне та економічне порівняння систем аерації при біологічному очищенні стічних вод	94
Дрікер Ю.Д., Мітченко Т.Є. Карта якості води України і шляхи її використання	96
Дорофій А., Чистилін К. Вплив якості води на властивості синтанів для подвійного фарбування шкіри	99
Жданюк Н.В., Суббота І.С. Вилучення іонів важких металів з водних розчинів сорбентами на основі палигорськиту	100
Жукова В.С. Ефективне застосування іммобілізованих мікроорганізмів для очищення стічних вод	103
Загороднюк К.Ю., Нікіпелова О.М., Загороднюк Ю.В. Використання препарату "СПС-6™" в новій технології відновлення свердловин господарсько-питного водопостачання	104
Знак З.О., Грабаровська А.С., Жук Т.В., Курилець О.Г. Модифікація природного кліноптилоліту сріблом для очищення природної води	105
Камаєв В.С., Гомеля М.Д. Водозабезпечення Донбасу. Проблеми та шляхи вирішення	107

Кіка Л.С., Саблій Л.А. Порівняльна характеристика технологій попереднього очищення стічних вод підприємств з виробництва штучної шкіри	110
Клипа А.П., Саблій Л.А. Аналіз сучасних технологій очищення стічних вод хутряних фабрик	112
Коваленко А., Галиш В. Хімічна переробка відходів сільського господарства	114
Ковальчук І.А., Пилипенко І.В., Бащак О.Є., Корнілович Б.Ю. Очищення мінералізованих уранвмісних вод модифікованими глинистими мінералами	115
Козар М.Ю. Використання рослин для доочищення стічних вод від фосфатів	116
Колесник Т.О., Майстренко Л.А., Андрєєва О.А. Екологізація підготовчих процесів шкіряного виробництва	118
Колєгова А.С., Трохименко Г.Г., Гомеля М.Д. Іонообмінне вилучення іонів міді, цинку та нікелю з стічних вод металооброблювальних виробництв	120
Колтишева Д.С., Щурська К.О., Кузьмінський Є.В. Повні біологічні електролізні елементи з мікрководоростями в процесах очищення стічних вод	123
Колтишева Д.С., Саблій Л.А. Використання <i>Daphnia magna</i> для біоіндикації забруднених фармацевтичними препаратами стічних вод	126
Коновалова В.В., Іваненко О.І. Ультрафільтрація залізовмісних вод на мембранах з магнітно-чутливими властивостями	127
Ладановська Д.О., Жукова В.С. Порівняння ефективності вермикомпостування осадів стічних вод видами <i>Eisenia andrei</i> та <i>Eisenia fetida</i>	129
Левчук Т.М., Вембер В.В., Носачова Ю.В. Оцінка впливу біологічних та фізичних факторів на ефективність інгібіторів корозії сталі в деіонізованих середовищах	131
Лисенко В.Є., Саблій Л.А. Шляхи використання біофільтрації в технології очищення стічних вод	134
Лясота В.О., Радовенчик Я.В. Дослідження впливу робочого тиску і вихідної концентрації на характеристики мембран при видаленні поверхнево-активних речовин	135
Магась Н.І. Вплив природних та антропогенних чинників на формування якості поверхневих вод південного Побужжя	136
Мазур І.В., Саблій Л.А. Аналіз методів очищення стічних вод молокозаводів від сполук азоту та фосфору	138
Мацієвська О., Капало П. Порівняльний аналіз українських та словацьких питомих норм водоспоживання	139

Мацієвська О., Лобос-Мойса Е. Шляхи вирішення проблем з жировмісними стічними водами	142
Мірус О.Л. Деякі аспекти вирішення проблеми впливу стічних вод на довкілля Львівщини	145
Мокрий В.І., Казимира І.Я., Мороз О.І., Петрушка І.М., Пятова А.В., Гречаник Р.М., Гречух Т.З., Шмелінська-Петрашек Р., Таран Ю.С., Здарта А. Інформаційні технології реконструкції Сколівських каналізаційних очисних споруд	147
Нігода В.В., Хрупчик Є.С., Пасенко О.О., Фролова Л.А., Пасенко О.О. Дослідження процесу видалення фосфатів сорбентами на основі Ферум(III) оксидів	150
Ніколайчук А.А., Галиш В.В., Картель М.Т., Тарасенко Ю.О., Бікінеєв О.В. Кислотне модифікування відходів агропромислового комплексу	151
Обушенко Т.І., Толстопалова Н.М., Чір'єва М., Свірська С. Очищення стічних вод від нафтопродуктів	154
Олійник О.Я., Телима С.В., Кремез В.С. Дослідження впливу кисневого режиму на вилучення заліза із підземних вод фільтруванням	156
Онанко Ю.А., Чарний Д.В. Особливості процесу «зарядки» фільтрів з пінополістирольним та цеолітовим зернистими завантаженнями	157
Охмат О.А., Марухленко М.О. Шляхи екологізації дубильних процесів виробництва шкіри	160
Поляков В.Л. Про математичне моделювання фільтрування суспензії з утворенням динамічного шару (поверхнєве фільтрування)	161
Прокопчук В.В., Саблій Л.А. Сучасні ефективні біотехнології очищення стічних вод молокопереробних заводів	165
Прокоф'єва Г.М., Сударушкіна Т.В., Беркут М.Є. Розробка екологічно безпечних технічних мийних засобів	166
Пукало О.М., Козар М.Ю. Використання процесу біодеструкції органічних речовин при очищенні стічних вод на підприємствах харчової промисловості	168
Ревіна Ю.О., Саблій Л.А. Проблеми очищення стічних вод судноремонтного заводу	169
Рогожин Є.В., Трус І.М., Гомеля М.Д. Оцінка ефективності іонообмінного очищення води від нітратів при використанні високоосновного аніоніту АВ-17-8	171
Романюк О.М., Саблій Л.А. Біологічне очищення стічних вод з використанням іммобілізованих мікроорганізмів	172
Руденко В.Г., Ткачук О.О., Іваненко І.М. Вилучення заліза адсорбційним методом	173

Саблій Л.А., Тірон-Воробйова Н.Б., Данілян А.Г., Романовська О.Р. Безпрецедентність влади: негативна ланка збереження водних ресурсів	175
Саблій Л. А., Коренчук М. С. Застосування біореактора з <i>Letna minor</i> для доочищення стічних вод солодового заводу від нітратів і сполук феруму	176
Саблій Л. А., Ободович О.М., Сидоренко В.В., Коренчук М.С. Застосування аераційно-окиснювальної установки роторного типу для біологічного очищення стічних вод	177
Саблій Л.А., Ободович О.М., Сидоренко В.В. Технічні рішення щодо очищення підземних вод	178
Саблій Л.А., Бунчак О.М., Жукова В.С. Вибір ефективних носіїв для іммобілізації мікроорганізмів для біологічного очищення стічних вод	179
Сердюк В.А., Максін В.І. Стан і використання запасів питних підземних вод київської області	180
Симоненко Т.П., Саблій Л.А. Фосфатакумулюючі мікроорганізми в біологічному очищенні води від біогенних елементів	182
Спасьонова Л.М., Суббота І.С. Перспективи використання відходів водоочищення, що містять важкі метали	186
Стаднічук Н., Міхлик І., Кроніковський О., Мисюк О. До питання використання діоксиду хлору для знезараження питної води	187
Старосила Є.В., Юришинець В.І. Вміст умовно-патогенних бактерій у різнотипних водних об'єктах	189
Сторчак І.С., Кикавець Н.В., Гуцул Х.Р. Фотокаталізатор ZnO для фотодеградації барвників	192
Сторчак І.С., Кикавець Н.В., Гуцул Х.Р., Іваненко І. М. Фотодеградація барвників за допомогою фотокаталізатора ZnO	194
Суहाцький Ю.В., Знак З.О., Зінь О.І., Мних Р.В. Деградація бензену у водному середовищі під дією кавітації	195
Триліс В.В., Середа Т.М. Досвід боротьби з «цвітінням» природних водойм за допомогою внесення концентрату хлорелли (<i>Chlorella vulgaris</i> beijer.)	198
Трохименко Г. Г., Гомеля М. Д., Камаєв В.С. Дослідження рівня водозабезпечення південних регіонів України	200
Тюлюкіна В.К, Саблій Л.А. Аналіз біологічних методів очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору	203
Холодько Ю.М., Тобілко В.Ю. Сорбційне видалення сполук арсену із забруднених мінералізованих вод	205

Христенко А.М., Цитлішвілі К.О., Радіонов М.П., Юрченко В.О. Мікробіоценози біологічних очисних споруд, що перетворюють азотвмісні сполуки, та їх вплив на процеси в природних водоймах	206
Ціпух В.Я., Саблій Л.А. Аналіз попереднього фізико-хімічного очищення промислових стічних вод	210
Чарний Д.В., Мацелюк Є.М. Залізо-марганцеві кірки, сформовані на поверхні гранул фільтрувального завантаження в процесі очищення підземних вод від Fe ²⁺ і Mn ²⁺ як каталізатор процесів знезалізнення і деманганації	211
Черкасова М.А., Прибєга Н.С., Фролова Л.А., Пасенко О.О., Фролова Л.А. Дослідження адсорбційного очищення стічних вод від катіонів хрому	213
Чорномисюк О.В. Аналіз анаеробних технологій очищення стічних вод виноробних підприємств	214
Шаповалова Д.Ю., Саблій Л.А. Порівняння процесів ANAMMOX та денітрифікації при очищенні стічних вод від сполук азоту	216
Шахновський А.М., Квітка О.О., Поплевські Г., Бохенек Р. Промислові схеми водного господарства: деякі питання робастності та гнучкості	218
Шахрай Д.К., Саблій Л.А. Перспективи та недоліки використання фізичних і хімічних методів знезараження води	221
Шинкарчук А.В., Козловець О.А., Голуб Н.Б. Вплив іонів важких металів на вихід біогазу при анаеробному зброджуванні осадів стічних вод	222
Шуриберко М.М., Гомеля М.Д., Шаблій Т.О. Дослідження і розробка інгібіторів та композицій для зменшення корозійної агресивності водонафтових середовищ	223
Щурська К. О., Кузьмінський Є. В. Біоплівки в екологічних біотехнологіях	226
Юрченко А.В., Жукова В.С. Знешкодження осадів стічних вод за допомогою вермикомпостування	229
Юрченко В.О., Панов В.В., Терещенко В.С., Єпішова Л.Д. Залучення підприємств до впровадження локальних споруд очищення промислових стічних вод	231
Якименко І.К., Солодовнік Т.В. Дослідження ефективності застосування природних флокулянтів для очищення забарвлених розчинів	233
Якимечко М.М., Курпіта А.В., Іваненко І.М. Новітні композити для адсорбційного вилучення фенолу з води	235

WATER PROTECTION AGAINST SEWAGE CONTAMINATION IN COAL DEPOSITS

Abdurasulov Aibek, Candidate of Technical Sciences, Head of Egis Kyrgyzstan, Kyrgyz Republic, +996777114455, e-mail: aibekabdurasulov@mail.ru

Umarov Talantbek Samievich, Senior Lecturer, Department of Geodesy and Mine Surveying, Kyrgyz State University of Geology, Mining and Natural Resources Development Academy named after U. Asanaliev, Bishkek, Kyrgyz Republic, +996312613726, e-mail: umarov_talantbek@mail.ru

Mambetova Rakhmat Shergazievna - Candidate of Technical Sciences, Associate Professor of the Department of Construction, Kyrgyz-Russian Slavic University, +9960550053562, e-mail: mambetova-r@mail.ru.

Dobaeva Guzel, graduate student of the Kyrgyz-Russian Slavic University, Kyrgyz Republic, +996777270033, e-mail: gdoabaeva@inbox.ru

Abdurasulova Ainura, graduate student of the Kyrgyz-Russian Slavic University, Kyrgyz Republic, +996777738148, e-mail: foraika@yahoo.com

The protection of surface and groundwater from sewage pollution has long become a problem of national importance. Of particular importance is the problem of protecting water resources from pollution by untreated effluents in the coal industry, whose enterprises are characterized by a large volume of discharged mine water. In addition to pollution by mechanical and organic impurities, mine water is characterized by high salinity, which limits their complex use in the national economy without proper treatment, and poses a real danger of pollution of surface and groundwater.

In connection with the growing shortage of fresh water and an increase in the amount of industrial wastewater discharged, the issue of treatment and use of the latter for technical water supply is of great importance. This will allow, on the one hand, to reduce the use of drinking water for needs not related to drinking and domestic water supply, and, on the other hand, to improve the sanitary condition of surface and groundwater.

Despite the increased scientific and technical capabilities, the problem of surface water protection and, in particular, sanitary protection of water basins from pollution by mine waters remains relevant. The degree of influence of mine waters on water basins depends on their quantity, the significance of the water body, etc. In many cases, the water quality of water bodies is deteriorating, which leads to a limitation of their use for drinking, industrial, technical and fishery-economic needs, as well as agriculture.

Therefore, a distinctive feature of mining is the need to drain mineral deposits. To this end, surface reservoirs and watercourses are transferred from the territories planned for the development of deposits or their sections, and measures are being taken to protect the mine workings from flooding with underground waters. The main way to drain the mining zone is to lower it by carrying out various mine works, pumping or draining by gravity, and then dumping significant volumes of groundwater into the hydrographic network outside the developed section.

In practice, three methods of water reduction are usually used - from the surface, underground and combined. The first method involves the construction of drainage devices (wells, ditches, needle filters) directly on the earth's surface. With the underground method, dewatering devices are located in the mine workings. In recent years, when driving underground workings in flooded and unstable rocks of the quicksand type with a low filtration coefficient, bottomhole water reduction is used, consisting in the fact that needle filters are immersed in the rock at various depths. With the help of the sleeves, the needle filters are connected to the drainage collector, in which a sufficiently deep vacuum is maintained, which allows water from the flooded soil to be sucked through the filters. The combined

method is a combination of a method of lowering of water from the surface and underground and is implemented, as a rule, in two stages. Initially, a preliminary reduction of the groundwater level is made from the surface, and then an underground water reduction system is put into operation.

The natural regime of groundwater is disturbed from the moment of opening by the technological mountain or drainage workings of the first aquifer from the surface and after pumping water out of it. At the same time, groundwater reserves are reduced, and the condition and quality of surface waters are significantly deteriorating. A cone of depression is formed over a significant area of the deposit, the dimensions of which depend on the geological and hydrogeological conditions of the deposit area and on the duration of its development.

Depending on the composition of the mine water, various methods and technological schemes for their treatment are used. The most widespread scheme of two-stage cleaning (reagent before settling and filtering). To eliminate the sanitary danger of mine waters, especially when used for technical purposes, they are disinfected, which is carried out in various ways (chlorination, ozonization, radiation, etc.).

The main pollutants, the presence of which in mine waters are directly related to mining, include suspended materials, petroleum products, and bacterial impurities. The enrichment of these pollutants occurs in the process of moving them through the mine workings and the mine's developed space.

Organic pollution is represented by particles of pure coal, mineral oils used to lubricate mining machines and mechanisms, the vital products of living organisms, decomposition of wood, etc., the main component of which is organic carbon. Bacterial contamination of mine water is represented by various microorganisms, among which the most common are mold fungi, gut microbes. Poor mine water in the absence of treatment facilities, getting into surface water bodies and streams, pollute them. This negatively affects the flora and fauna of surface waters, as well as the flora and fauna of forest and agricultural lands of the surrounding territories, and the sanitary and hygienic conditions of the area. The drainage waters of coal deposits are especially polluted.

The following main pollutants are distinguished in the waters pumped from coal mines: suspended particles, mainly coal and rock dust, clay particles, chloride compounds, free sulfuric acid and related salts - iron sulfates, dissolved and suspended phenolic compounds, oils. Pollution factors also include elevated mine water temperature and sewage.

The largest fractions of suspended materials settle in underground catchments. The size and amount of settled particles are determined by the size and capacity of the underground water collectors, the degree of filling with sediment, and the mode of operation of the drainage system. Depending on these factors, the concentration of suspended materials in mine water discharged to the surface varies from 30 to 2000 mg / l for individual mines. However, in most mines, the average concentration of suspended materials does not exceed 1000 mg / l. A relatively lesser degree of contamination is characterized by mines developing highly metamorphosed coals (anthracites and semi-anthracites).

Thus, mining has a direct and indirect effect on natural waters. The first group includes types of impact directly on water bodies, leading to depletion of water reserves, changes in their regimes, condition and quality: drainage of deposits, water withdrawal for technological processes of enrichment, hydraulic overburden, hydraulic production, discharge of drainage and waste water into surface water bodies and watercourses, underground horizons, etc. The next group includes the types of impact on other elements of the environment, as a result of which the condition and quality of natural waters deteriorate.

CLARIFICATION OF WATER IN THIN-BEDDED SEDIMENTATION TANK

Abdurasulov Ilimidin, Doctor of Technical Sciences, Professor, Head of the Department of Engineering Networks and Equipment of Buildings, Kyrgyz-Russian Slavic University named after the First President of Russia B.N. Yeltsin, Kyrgyz Republic, +99997772576546, isioz@krsu.edu.kg

Umarov Talantbek Samievich, Senior Lecturer, Department of Geodesy and Mine Surveying, Kyrgyz State University of Geology, Mining and Natural Resources Development Academy named after U. Asanaliev, Bishkek, Kyrgyz Republic, +996312613726, umarov_talantbek@mail.ru

Mambetova Rakhat Shergazievna – Candidate of Technical Sciences, Associate Professor of the Construction Department, Kyrgyz-Russian Slavic University, +9960550053562, mambetova-r@mail.ru.

Jenishbek uulu Orozbek, student of the Kyrgyz-Russian Slavic University in the field of construction, specialization - Water Supply and Sanitation, Kyrgyz Republic, + 996772727377 e-mail: orozbek.gif@gmail.com

Masalbekov Temirlan, student of the Kyrgyz-Russian Slavic University in the field of construction, specialization - Water Supply and Sanitation, Kyrgyz Republic, + 996777174893, tima_98_312@mail.ru

To identify the possibility of the effective use of thin-bedded sedimentation tanks for clarification of surface waters similar to river waters of the foothill zone of the Chui valley, experimental studies were performed in the laboratory conditions of the Department of Construction of the Kyrgyz-Russian Slavic University.

The experimental setup included devices for supplying feed /source water, a reagent dispenser, a perforated mixer, a flocculation chamber combined with a tube settler. The experiments on this model were carried out at an angle of inclination to the horizon of about 60° (the so-called “inclined” type of sedimentation tank). It should be noted that the vortex type hydraulic flocculation chamber adopted in the design of the settler model, in the place of a conically expanding inlet, was loaded with gravel (5-12 mm in size) to a height of 3.0 cm. Caustic soda was used as alkaline reagents.

The control and measurement of the flow rate in the sedimentation tank, as well as the injected doses of the reagents, were carried out by the volumetric method. Suspension concentration in all samples was determined using a photoelectrocolorimeter - PEC-N-57. At the same time, other physical and chemical parameters of the source and treated water were determined, such as pH, alkalinity, suspended materials, color, etc.

During experimental studies, the clarification effect was chosen as a measure of the effectiveness of the tube settler

$$\mathcal{E} = \frac{F_{source} - F_{sedimentation\ tank}}{F_{source}} \times 100\%, \quad (1)$$

where: \mathcal{E} – clarification effect, %; F_{source} – suspension concentration in the source water, mg/l; $F_{sedimentation\ tank}$ – suspension concentration in a settling-vat water, mg/l.

Research on the first sample of natural water was carried out using the mathematical method of planning the experiment, which made it possible to minimize the number of required experiments while obtaining a reliable relationship between the studied parameters. On the second sample, verification (sampling) experiments were carried out.

It should be noted that in this case, an excessive decrease in the rate of water flow in the sedimentation tank or an increase in the dose of kaolin will undoubtedly give a high effect of improving water quality, but it is technically and economically not feasible. Therefore, the choice of the domain of determination was carried out in accordance with generally accepted data: according to the flow rate of water through a tube settler with a reagent for clarification of natural waters, and the choice of X_{II} was carried out based on the results of the determination of sedimentation of suspensions.

Figure 1 shows the sedimentation curves of suspensions when kaolin is added to the source water as a coagulating substance.

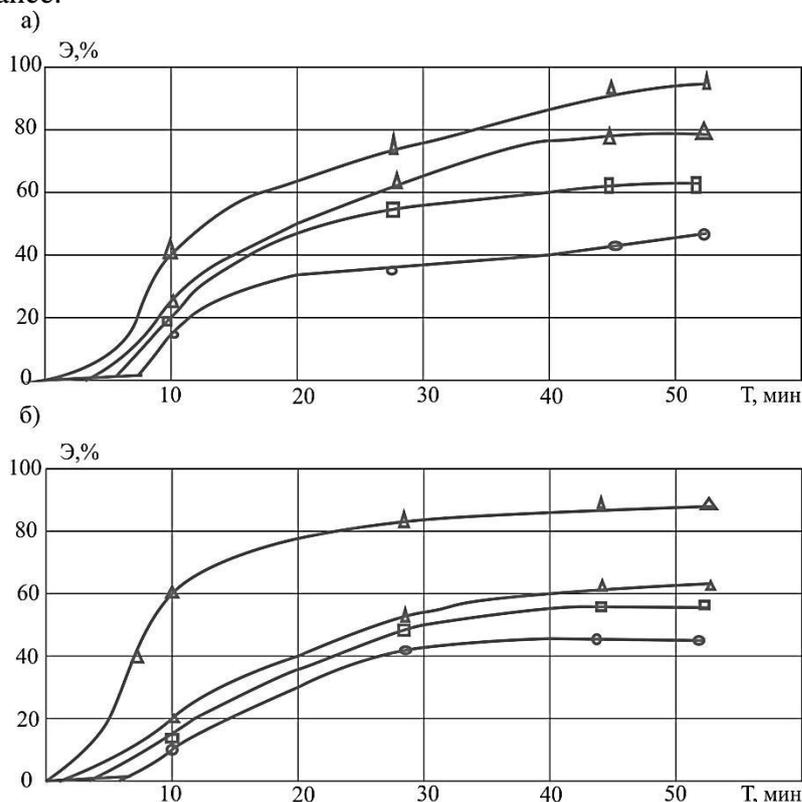


Fig. 1 Curves of sedimentation of suspended materials in a homogeneous medium during trial alkalinization: a) at $M_{source} = 2000 \text{ mg / l}$ and b) at $M_{source} = 1000 \text{ mg / l}$:

Δ - $D_k = 200 \text{ mg / l}$; \blacktriangle - $D_k = 150 \text{ mg / l}$; \square - $D_k = 120 \text{ mg / l}$; \bullet - $D_k = 80 \text{ mg / l}$

The transition from natural values of factors to coded values was carried out using the following transformation:

$$xi = \frac{Ci - Ci_0}{J}, \quad (2)$$

where: xi - coded value of the factor (dimensionless quantity); $Ci - Ci_0$ - is the natural value of the factor (respectively, its current value and value at the zero level); J is the natural value of the interval of variation of the factor Ci ; i is the factor number.

Working matrix and implementation results, i.e. the obtained experimental data on the effect of clarification of water after a tube settler made it possible to determine the regression coefficient of the following equation:

$$\hat{U}u = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_{12}X_1X_2 + b_{11}X_1^2 + b_{22}X_2^2 \quad (3)$$

After determining the values of the regression coefficients and as a result of the calculations, we found the clarification effect:

$$\Theta = 78,7 + 0,605D_k - 13V_0 + 0,52V_0^2, \quad (4)$$

where: E - the effect of clarification of water in%; D_k - dose of lime, mg / l; V_0 is the flow rate in the sump cells, m / h.

Figure 2 shows the dependences of the clarification effect on the rate of water flow in the sump cells and the dose of kaolin. These dependences were obtained on the basis of (4) by varying the values of one of the variables at a constant value — the second variable. This shows that in spite of the increased flow velocity in the sump cells – 6÷12 m / h, at lime doses of 40–80 mg / l, the effect of water clarification in the sump reaches 50÷80%. When the water flow rate in the sump is 6÷12 m / h, the retention time of the water in the sump is 10÷5 min, and the Reynolds number is in the range 22÷45.

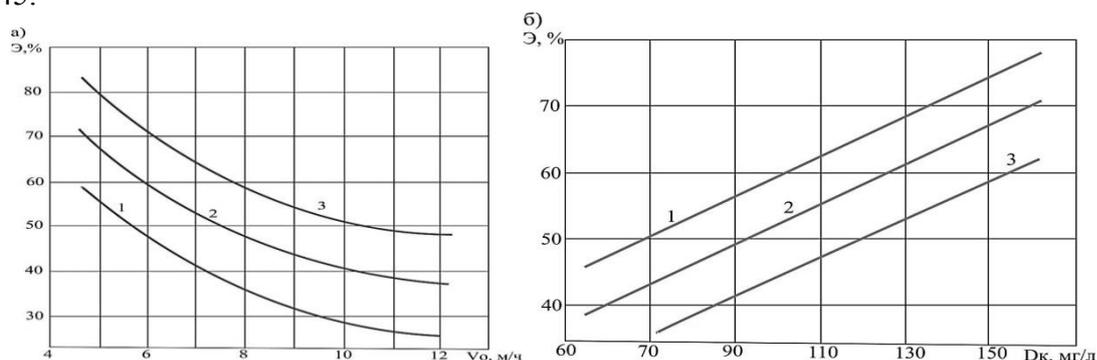


Figure 2. Change in the effect of clarification of water passing through a tube settler, depending on the flow rate in the cells of the sump (a) and alkali dose (b): a) at $D_k = \text{const}$; b) with $V_0 = \text{const}$

Studies of the model of a tube settler on lime-treated water have shown that at a flow rate of 6 ÷ 12 m / h in the sump, a high effect of sedimentation of suspended materials of river water is achieved up to 80%.

The kinetics of sedimentation of suspended materials in the tube settler is characterized by a certain duration of the clarification cycle of the sump/sedimentation tank, which is equal to the period of its "protective" action and is 20 ÷ 50 hours. Removing settled sediment from the tube settler does not cause difficulties.

As a result of research, it was found that the adopted design of the flocculation chamber did not provide a constant contact layer formed from precipitation and the flocculation process is relatively sluggish, due to the imperfect design of the hydraulic flocculation chamber. A small installation model and a relatively small number of cellular elements created some unevenness in the distribution of flow within the model.

The indicated design flaws of the studied model, ultimately, were reflected in the operation of the sump, therefore, they should be taken into account in further studies.

UDC 628.161.3

Water supply for settlements of the Kyrgyz Republic

Arno de Rugy - Regional Director of Egis International tel: +33777906465 +38 0675033500
e-mail: arnaud.derugy@egis.fr

Abdurasulov Ilimidin - Doctor of Technical Sciences, Professor, Head of the Department "Engineering Networks and Equipment of Buildings", Kyrgyz-Russian Slavic University named after the First President of Russia B.N. Yeltsin, Kyrgyz Republic, + 996772576546, isioz@krsu.edu.kg

Abylova Begai - student of the Kyrgyz-Russian Slavic University in the field of "Construction", specialization "Water supply and sanitation", Kyrgyz Republic, tel: +996777392876; e-mail: begaiabylovav@gmail.com

Nature generously endowed the mountainous expanses of the Kyrgyz Republic with huge freshwater resources contained in vast glaciers, deep rivers, large and small lakes, and large groundwater reserves. Natural water resources fully cover the needs of Kyrgyzstan, and are the main source of water supply for significant water consumers of Central Asia, located downstream.

The total volume of available water reserves in Kyrgyzstan, according to experts, is 2,458 km³, including 650 km³ of water stored in glaciers, 1,745 km³ in lakes, as well as 13 km³ of potential groundwater reserves and from 44.5 to 51.9 km³ of average annual river flow.

At the same time, more than 60% of the rural population of the country do not have sufficient access to safe, centralized drinking water, or today about 700 thousand residents of the rural areas of the republic are forced to use water from open water sources without proper treatment. By 2013, the total number of those who need to improve the provision of centralized drinking water supply, not counting other settlements, in the villages alone amounted to more than 1.5 million people.

In general, an analysis of the main factors shaping the level of rural water use in various regions of the Kyrgyz Republic showed that:

- regional features of the formation of rural water supply and the quality of drinking water supplied are determined by many factors: the nature of the water source, the characteristics of groundwater and minerals, the effectiveness of disinfection, the degree of anthropogenic load;
- in surface water bodies, actual concentrations of pollutants have wide variability with respect to average values during one season, which is associated with the hydrochemical characteristics of the territories and their climatic conditions;
- the main distinctive features of the formation of a rural water use system in modern conditions are the steady increase in water consumption; qualitative changes in water sources; anthropogenic impact on both surface water bodies and groundwater, resulting in microbial and chemical pollution of water;
- The priority chemical pollutants of surface water sources in rural areas are mineral and organic substances, washed away by melt, rainwater from the territories of settlements and industrial enterprises located on the catchment area, as well as rainwater runoff from arable land, as a result of which organic substances, mineral fertilizers fall into the water and pesticides;
- deterioration of water and sewer networks and structures does not provide adequate water treatment, purification and transportation of drinking water and is often the cause of accidents and water leakage;

- the destruction of the anticorrosion coating on the surface of the water pipes of the distribution network leads to an increase in the iron content in tap water and is the cause of secondary bacterial contamination of drinking water;
- the current monitoring system for the status of water bodies is not effective enough and does not allow to take promptly measures to improve water quality;
- the low quality of the water sources used for drinking water, the existing level of water treatment does not allow providing rural settlements with high-quality drinking water, which is a risk factor for the health of rural residents;
- residents, as well as deficiencies in the agricultural water supply management system
- An effective solution to the problem of improving drinking water supply and the quality of drinking water can only be achieved on the basis of an integrated approach using legislative and regulatory frameworks covering all aspects of activities in the field of regulation and control of water quality, its treatment and disinfection, economic incentives and material support.

The conditions for the development of centralized drinking water supply in the settlements of Kyrgyzstan require the following measures:

Legislative initiatives:

- amendments and additions to the Laws of the Kyrgyz Republic “On Water”, “On Drinking Water” and “Tax Code”, in terms of improving tariffs and payments for water use, wastewater and wastewater treatment, taxes on economic entities when using water resources in technological and other commercial purposes (saunas, pools, car washes), based on the adopted *National Strategy for the Sustainable Development of the Kyrgyz Republic for the period 2013-2024* based on the developed *State Program for the Development of Drinking Water Supply and Sanitation in the 2014-2024 years* to develop new rules of use of water systems and sanitation of human settlements of the Kyrgyz Republic;
- to develop recommendations on making amendments and additions to existing design standards (Building Code, Sanitary Code, water consumption and sanitation standards, etc.) taking into account the seismic, climatological, mountain and foothill features of Kyrgyzstan.

Organizational and technical measures:

- safe and high-quality water supply and sanitation, as a priority for maintaining health;
- management of the water supply and sanitation sector;
- financial and economic sustainability of water supply and sanitation services;
- enhancing transparency, trust and accountability in the water supply and sanitation sector;
- optimization of technical standards.
- construction of water supply networks in 425 villages;
- construction of water disposal networks in 27 district centers with village status;
- creation of the Republican training center on water supply and sanitation;
- Creation of technical service centers for water supply and sanitation in 40 district centers.

Technological and technical measures:

- development and implementation of new water supply practices and improvement of existing industrial technologies for water treatment and wastewater treatment and related technological equipment;
- development and implementation of a continuous improved system for supervision and monitoring of the quality of water sources of water supply systems and the quality of drinking water;
- development and introduction into practice of water supply of new effective reagents, filter materials, sorbents, etc.

Scientific and research activities:

- development of the state program of scientific research and research development in priority areas of water treatment technologies and improving the quality of drinking water.

Carrying out the above measures will improve the condition in the field of water supply to the population of the Kyrgyz Republic with clean drinking water and solve the issues of disposal and treatment of used wastewater and their further disposal. All this will improve the sanitary-epidemiological state in terms of providing the population of the Kyrgyz Republic with clean drinking water and significantly improve the ecological state of the country's water resources.

PHOTOCATALYTIC ACTIVITY OF TiO₂ NANOCOMPOSITES DOPED WITH Sn

Kateryna Bila, Anastasiya Kutuzova, Tetiana Dontsova

Department of Inorganic Substances, Water Purification and General Chemical Technology, National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Ukraine, Kyiv, katebila7@gmail.com

Titanium dioxide (TiO₂) has been used as a photocatalyst in water purification and environmental applications because of its efficient photoactivity, non-toxicity and high stability. However, due to large band gap energy, the photocatalytic activity of TiO₂ is restrained by the fast recombination of the photogenerated electron-hole pairs and photocatalysis can be activated only with UV-light irradiation, that limits the usage of TiO₂ [1]. Our research aims to increase the photocatalytic activity of TiO₂ by doping with Sn.

TiO₂-SnO₂ nanocomposites were received by the hydrothermal method using titanium isopropoxide and tin (II) chloride, as previously described in [2]. All samples: HT90P2510Sn(II)s, 1HT90Ti10Sn(II)s, 2HT90Ti10Sn(II)s. HT90P2510Sn(II)s contain 90% and 10% of TiO₂ and SnO₂ respectively. HT90P2510Sn(II)s was synthesized on base of AEROXIDE® TiO₂ P25.

The synthesized samples show high photocatalytic activity towards cationic (methylene blue) and cationic (Congo red) organic dyes, which is shown in Fig.1. Photocatalytic activity of AEROXIDE® TiO₂ P25 and TiO₂ synthesized by ourselves are also measured for comparison.

To sum up, some of the synthesized samples have higher photocatalytic activity then commercially available AEROXIDE® TiO₂ P25 and TiO₂ synthesized by ourselves.

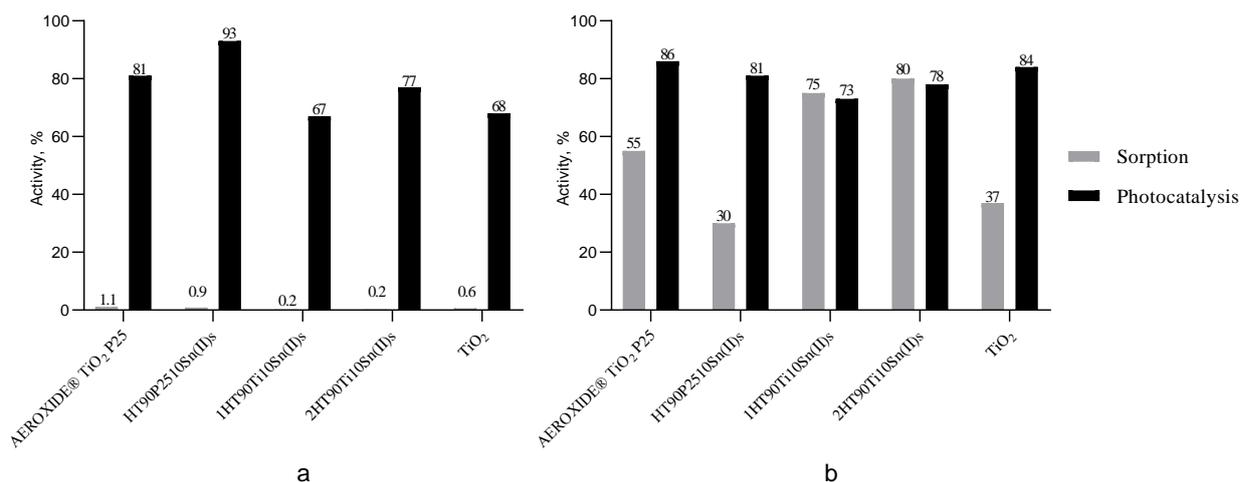


Fig.1. Photocatalytic and sorption activity of the TiO₂-SnO₂ nanocomposites towards methylene blue (a) and Congo red (b) organic dyes comparing with AEROXIDE® TiO₂ P25 and TiO₂ synthesized in our laboratory.

1. Moma, J., Baloyi, J. (2006). Modified Titanium Dioxide for Photocatalytic Applications. doi: 10.5772/intechopen.79374
2. Kutuzova, A. S., & Dontsova, T. A. (2018). Characterization and properties of TiO₂-SnO₂ nanocomposites, obtained by hydrolysis method, (0123456789), 1–8. doi:10.1007/s13204-018-0754-4

PROBLEMY Z AUTOMATYCZNĄ BUDOWĄ HYDRAULICZNYCH MODELI SIECI WODOCIĄGOWYCH I ICH KALIBRACJĄ

PROBLEMS WITH AUTOMATIC CONSTRUCTION AND CALIBRATION OF HYDRAULIC WATER SUPPLY NETWORKS MODELS

Magdalena Bławucka, Dariusz Kowalski, Paweł Suchorab, Beata Kowalska
Katedra Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków, Wydział Inżynierii Środowiska,
Politechnika Lubelska, Lublin, Poland, e-mail: p.suchorab@pollub.pl

W ostatnich latach przedsiębiorstwa wodociągowe coraz bardziej zainteresowane są wdrażaniem narzędzi informatycznych, które wspomagać będą zarządzanie sieciami wodociągowymi. W tym celu tworzone są modele numeryczne sieci wodociągowych, często przy użyciu oprogramowania umożliwiającego automatyczną konwersję danych do modelu z istniejących baz danych typu GIS. Odwzorowanie struktury geometrycznej modelowanej sieci wodociągowej jest tylko początkiem pracy. Zanim model będzie narzędziem wspomagającym decyzje eksploatacyjne, musi być poddany procesom weryfikacji oraz kalibracji. Czynności te mają na celu: jak najwierniej odwzorować warunki hydrauliczne oraz topograficzne, wyeliminować błędy powstałe podczas importu danych z bazy GIS do programu umożliwiającego modelowanie sieci, a także, jak najdokładniej dopasować

wyniki obliczeń symulacyjnych do rzeczywistych warunków panujących w sieci. Prawidłowo zbudowany, zweryfikowany i skalibrowany model sieci pomaga nie tylko w jej eksploatacji, ale także w analizach czy strategiach jej rozwoju. Jednakże, nie zawsze zbudowanie modelu wspomagającego podejmowanie decyzji eksploatacyjnych, jest zadaniem prostym. W niniejszym artykule będącym studium przypadku, przedstawiono przykład modelu sieci wodociągowej, którego zarówno automatyczna budowa jak i kalibracja okazały się bardzo problematyczne.

Analizowany model hydrauliczny sieci wodociągowej został zbudowany w programie EPANET 2.0 i składa się z: 2442 węzłów, 2868 przewodów, 2 rezerwuarów, a także 2 pomp reprezentujących pompownie II stopnia. Badana sieć wodociągowa ma długość ok. 308 km. Do automatycznej budowy modelu wykorzystano bazę danych typu GIS. Po wykorzystaniu narzędzia do konwersji danych, model wymagał ręcznego sprawdzenia poprawności odwzorowania struktury geometrycznej sieci oraz wprowadzonych danych. Z modelu usuniętych zostało ok. 14 tysięcy dodatkowych wierzchołków (ang. vertices), które miejscami zniekształciły rzeczywistą strukturę sieci.

Model został poddany procesowi kalibracji w oparciu o dwie kampanie pomiarowe (w 2017 i 2018 r.). Do oceny stopnia dopasowania wyników symulacyjnych do danych pomiarowych została przeprowadzona analiza statystyczna w programie STATISTICA 13.1. Do analizy wzięto wyniki pomiarów natężenia przepływu z monitoringu stałego (SCADA) oraz wyniki obliczeń otrzymanych w programie EPANET 2.0. Zakres analizy obejmował: obliczenie współczynnika korelacji Pearsona r , pierwiastków błędów średnich kwadratowych RMS, wykonanie wykresów analizowanych danych z linią trendu oraz linią przedziału ufności 0,95. Przeprowadzona analiza statystyczna wykazała, że istnieją zależności liniowe pomiędzy analizowanymi danymi – wartości współczynnika korelacji Pearsona r wahają się od $r = 0,449$ (korelacja przeciętna) do $r = 0,781$ (korelacja bardzo wysoka). Dodatkowo, zauważono również, że model niedokładnie odwzorowuje rzeczywiste warunki pracy sieci – na każdym z wykresów tylko niewielka liczba punktów znajduje się w przedziale ufności 0,95. Obliczony współczynnik korelacji w programie EPANET 2.0 (0,998) był dużo wyższy niż uzyskany w wyniku analizy statystycznej. Rozbieżności te wynikają z uśredniania uzyskanych w programie EPANET 2.0 wyników symulacyjnych. Zatem do oceny wyników kalibracji w programie EPANET 2.0 należy podchodzić z dużą ostrożnością.

OCENA ENERGETYCZNA SYSTEMU ZAOPATRZENIA W WODĘ WSPOMAGANA ZINTEGROWANYMI NARZĘDZIAMI INFORMATYCZNYMI

ENERGY ASSESSMENT OF WATER DISTRIBUTION SYSTEM BASED ON INTEGRATED COMPUTER TOOLS

Jędrzej Bylka, Tomasz M. Mróz

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Politechnika Poznańska

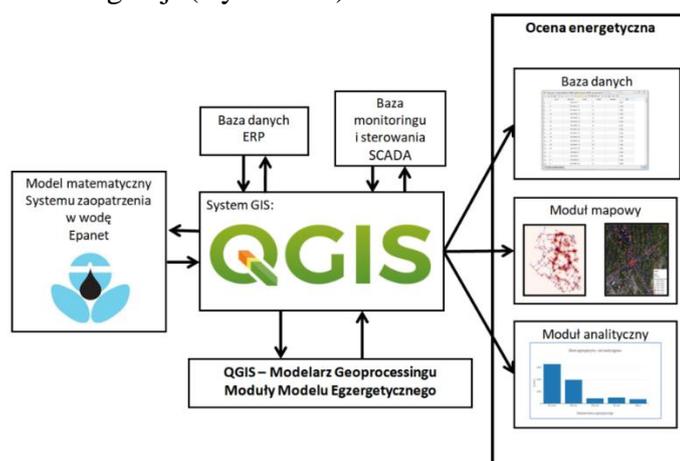
Berdychowo 6, 60-965 Poznań, Polska

Systemy zaopatrzenia w wodę stanowią jeden z podstawowych elementów determinujących rozwój jednostek osadniczych. Strategiczna rola infrastruktury i jej specyfika, powoduje że problemy zarządzanie tego rodzaju systemami stały się tematem wielu prac badawczych. Ważny element podjętej dyskusji jest przygotowanie narzędzi Zarządzania Aktywami Infrastrukturalnymi (z ang. Infrastructural Asset Management - IAM). Jednym z elementów IAM jest ocena efektywności energetycznej systemu zaopatrzenia w wodę. Podczas tej oceny oblicza się wskaźniki realizacji -

wykonalności (z ang. Performance Indicators - PI), służące jako podstawa oceny systemów zaopatrzenia w wodę.

Określane w ramach oceny wskaźniki ustala się korzystając z wyników pomiarów parametrów urządzeń. Ocena systemów zaopatrzenia w wodę, na ogół polega na porównywaniu wartości wybranych wskaźników wyznaczanych dla urządzeń lub układów technologicznych będących w posiadaniu danego przedsiębiorstwa, z wartościami zalecanymi przez formalne standardy, lub podobnymi wskaźnikami w innych przedsiębiorstwach. Porównywanie takie jest właściwe dla benchmarkingu prowadzonego w ramach oceny przedsiębiorstw. Wynikiem oceny jest odpowiedź na pytania czy i na ile wartości wskaźników obliczonych dla danego przedsiębiorstwa, odbiegają od zalecanych w normatywach lub wytycznych, albo średnich oraz skrajnych (najlepszych i najgorszych) obliczonych dla innych przedsiębiorstw. Benchmarking jest dobrym narzędziem do oceny wielu przedsiębiorstw w skali makro-ekonomicznej. Trudno jednak wskazać obiektywne, wzorcowe wartości wskaźników, które pozwalają stwierdzić, iż urządzenia lub układy technologiczne w danym przedsiębiorstwie zostały właściwie zaprojektowane czy też są prawidłowo utrzymywane. Może się, bowiem zdarzyć, że w grupie badanych przedsiębiorstw, czy też systemów technicznych wszystkie będą miały wskaźniki znacznie odbiegające od pożądaných. Na wynik oceny duży wpływ ma dobór porównywanych podmiotów. W małym stopniu w ocenie uwzględnia się wpływ lokalnych uwarunkowań w otoczeniu układów i procesów na notowane wartości wskaźników. Trudno na podstawie takiej oceny ustalić czy i na ile notowane wskaźniki można i warto poprawić. Benchmarking pozwala na porównywanie wskaźników między przedsiębiorstwami. Nie można na jego podstawie ustalić optymalnych wartości wskaźników dla danych układów i procesów, z uwzględnieniem specyficznych uwarunkowań i związanych z nimi ograniczeń.

W pracach naukowych z zakresu zarządzania systemem zaopatrzenia w wodę coraz częściej do wspomagania analiz wykorzystuje się nowoczesne narzędzia informatyczne. W eksploatacji sieci wodociągowych korzysta się z systemów kontrolno pomiarowych, służących do monitorowania parametrów technologicznych urządzeń. W planowaniu rozwoju i rehabilitacji sieci zastosowania znajdują komputerowe model urządzeń oraz procesów technologicznych, bazy danych takie jak: GIS (przechowujące dane o charakterze przestrzennym), SCADA (zintegrowana baza monitoringu i sterowania), ERP (baza danych o zasobach będących w posiadaniu przedsiębiorstwa). W tego rodzaju systemach przechowuje się duże zbiory danych, które nie zawsze są w pełni wykorzystywane a systemy informatyczne są często rozwijane w różnych niezależnych od siebie oddziałach przedsiębiorstwa. By wykorzystać w pełni możliwości oprogramowania do wspomagania oceny zaproponowano schemat ich integracji (Rysunek 1).



Rysunek 1. Schemat integracji narzędzi informatycznych do celu oceny energetycznej systemu.

Zastosowanie zaprezentowanej koncepcja integracji narzędzi umożliwiło usprawnienie procesu oceny energetycznej systemu zaopatrzenia w wodę. Korzystając z ogólnego schematu opracowano narzędzie informatyczne, oparte na wolnym oprogramowania do celu oceny energetycznej systemu zaopatrzenia w wodę. Narzędzie rozszerza możliwości obliczania wartości wskaźników efektywności energetycznej wybranych podsystemów lub sektorów obsługiwanych przez te układy, ułatwia śledzenia zmian wskaźników w czasie, ich porównywanie oraz ocenę. Wartością dodaną jest możliwość stosowania matematycznych modeli sieci wodociągowych. Modelowania umożliwia obliczania przepływów oraz wartości dyssypacji energii w każdy z elementów. Analiza taka pozwala na porównywanie różnych scenariuszów rozwoju lub rehabilitacji systemu z punktu widzenia oceny energetycznej. Z wykorzystaniem modeli można również określić maksymalny potencjalny zysk z modernizacji.

Bibliografia

Alegre H., Baptista J.M., Cabrera Jr E., Cubillo F., Duarte P., Hirner W., Merkel W., Parena R. *Performance Indicators for Water Supply Services*. IWA Publishing, Londyn 2000.
Bylka J. *Ocena układów transportujących wodę z zastosowaniem zintegrowanych narzędzi informatycznych.*, praca doktorska, Politechnika Poznańska, Poznań 2019.
Kwietniewski M.: *GIS w wodociągach i kanalizacji*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008

THE REASONABILITY OF USING POWDERED MINERAL MATERIALS IN AEROBIC GRANULAR SLUDGE TECHNOLOGY

J. Czarnota, A. Masłoń

*Rzeszow University of Technology, Department of Environmental Engineering and Chemistry,
6 Powstańców Warszawy Av, 35-959 Rzeszów, Poland
e-mail: askalucz@prz.edu.pl*

Aside from activated sludge and biofilm, aerobic granular sludge (AGS) represents a third form by which microbial aggregation takes place in the context of wastewater treatment. Aerobic granular sludge technology is a relatively new alternative to the activated sludge method [1]. Compact structure, a high settling capacity, tolerance to high organic load and a potential to remove carbon, nitrogen and phosphorus compounds simultaneously are all major advantages of this technology [1, 2]. In order to intensify of AGS technology, a new biogranulation methods and stability improvement of aerobic granules are sought. The research to intensify this technology were carried out with the use of: chemical coagulants, dosage of granules fragments, powdered sewage sludge as well as powdered materials (mineral and of organic origin) [3, 4]. In activated sludge technology, powdered mineral materials can fulfill different yet complementary functions: as ballast of sludge flocs that improves their structure and properties, as sorbent of chemical substances found in wastewater and as microcarrier of biological membrane [3, 5]. On the other hand, published references indicate that powdered materials also have a positive impact on biogranulation of aerobic granules. The use of such materials gives possibility of microorganisms aggregation acceleration and formation of mature granules in a short time (materials play a role of nucleus which induces aggregation of microorganisms) as well as improvement of sedimentation properties of obtained granules [6, 7].

The own research was conducted in laboratory scale (89 days) in four identical granular sequencing batch reactors (GSBR-s) of 3.0 dm³ working volume each (Fig. 1). Reactor R1 was a reference system. Powdered mineral materials (Table 1) were supplied to R2, R3 and R4 reactors

(one material to one reactor). The reactors operated on successive 3-hour cycles with a volumetric exchange ratio of 50%, resulting in a hydraulic retention time of 6 h. The inoculum was activated sludge ($SVI_{30} = 135.2 \text{ cm}^3/\text{g}$, $MLSS = 6.40 \text{ g}/\text{dm}^3$). The volume of inoculum was 60% of the working volume of the reactor. In the research, synthetic wastewater was used and glucose was a source of organic compounds.



Fig. 1. The test system in the laboratory

Material	Dosage	Granulation d_{90} , d_{50} and d_{10} [μm]	Chemical composition [%]
PMM1	3.0 g/dm^3 was applied to reactor R2	85.279 24.110 3.643	SiO ₂ : 46.28 Al ₂ O ₃ : 17.56 Fe ₂ O ₃ : 12.91 CaO: 10.62 MgO: 3.59
PMM2	3.0 g/dm^3 was applied to reactor R3	100.470 26.817 3.194	SiO ₂ : 69.81 Al ₂ O ₃ : 13.84 Fe ₂ O ₃ : 2.94 CaO: 1.94 MgO: 0.24
PMM3	3.0 g/dm^3 was applied to reactor R4	189.720 33.915 1.865	SiO ₂ : 1.19 Al ₂ O ₃ : 0.41 Fe ₂ O ₃ : 0.48 CaO: 96.69 MgO: 0.76

The results of the research showed that powdered materials have a positive impact on the biogranulation process and that granules could not be formed in reactor without powdered material. This process was different in each reactor. On the last day of the research, mean size of granules was 200.2 μm in the control reactor. In turn in reactors with materials this value amounted to 783.1 μm , 399.0 μm and 430.0 μm , respectively in R2, R3 and R4. Complete granulation was achieved in GSBRS to which either PMM1 or PMM3 were added. The use of powdered materials had a positive impact on the sedimentation properties of the sludge. The average SVI_{30} (sludge volume index at 30 min) values in the reactors with powdered materials were 39.8 cm^3/g , 55.3 cm^3/g and 32.8 cm^3/g , respectively in R2, R3 and R4. In turn in control reactor this value was 96.6 cm^3/g . The application of powdered mineral materials acted to increase settling velocity too. The average values of this parameter were 15.4 m/h, 10.7 m/h and 13.1 m/h for the R2, R3 and R4 reactors respectively. In these reactors this parameter was much higher than the settling velocity of sludge flocs in reactor R1 (4.0 m/h). On the early days of research, a lower wash out level of the biomass and a higher concentration of the biomass were observed in reactors with powdered materials. The average values for MLSS (mixed liquor suspended solids) were 2.28 g/dm^3 , 5.24 g/dm^3 , 4.46 g/dm^3 and 5.07 g/dm^3 for the R1, R2, R3 and R4 reactors respectively. In addition, material PMM1 was also microcarrier of granule-forming biomass, which was not observed for PMM2 and PMM3 materials.

References

1. Czarnota J., Masłóń A. Biogranulation and physical properties of aerobic granules in reactors at low OLR and with powdered ceramsite added. 2019. *Journal of Ecological Engineering*, 20(9), 202–210.

2. Zou J., Pan J., Wu S., Qian M., He Z., Wang B., Li J. 2019. Rapid control of activated sludge bulking and simultaneous acceleration of aerobic granulation by adding intact aerobic granular sludge. *Science of the Total Environment*, 674, 105–113.
3. Czarnota J., Tomaszek J.A., Masłoń A. 2016. Zastosowanie substancji pylistych w technologii tlenowego osadu granulowanego. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 11, 407–412.
4. Czarnota J., Masłoń A., Zdeb M. 2018. Powdered keramsite as unconventional method of AGS technology support in GSB reactor with minimum-optimum OLR. *E3S Web of Conferences* 44, 00024. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400024>.
5. Masłoń A., Tomaszek J.A. 2012. Kierunki zastosowania mineralnych materiałów pylistych w technologii osadu czynnego – studium literatury. *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej*, 59, 5–23.
6. Thanh B.X., Visvanathan Ch., Aim R.B. 2009. Characterization of aerobic granular sludge at various organic loading rates. *Process Biochemistry*, 44, 242–245.
7. Li J., Liu J., Wang D., Chen T., Ma T., Wang Z., Zhuo W. 2015. Accelerating Aerobic Sludge Granulation by Adding Dry Sewage Sludge Micropowder in Sequencing Batch Reactors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 10056–10065.

INCREASING THE SENSITIVITY OF METHOD FOR PATHOGEN DETECTION IN WATER BASED ON THE SURFACE PLASMON RESONANCE PHENOMENON

G. Dorozinsky^{1,*}, V. Maslov¹, H. Dorozinska², Z. Klestova³, O. Blotska³, A. Yushchenko³

¹ *Lashkaryov Institute of Semiconductor Physics of NAS of Ukraine,*

² *National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»,*

³ *State Scientific Control Institute of Biotechnology and Strains of Microorganisms*

*Corresponding author e-mail: gvdorozinsky@ukr.net

Introduction. One of the biggest global problem is an unsatisfactory condition of water sources and insufficient sanitation, which are responsible for 90% of lethal cases caused by diarrheal diseases all over the world. It is well known, that bacteria are the main causative agent of diarrhea. However, a wide range of viruses that could be found in water sources have a negative impact on human health and cause a number of clinical symptoms of varying severity in human and animals, from pulmonary fever to brain damage [1]. Existing methods of water quality control are long-lasting and require a special valuable equipment and additional reagents. As an alternative and one of the promising could be a method based on the phenomenon of surface plasmon resonance (SPR), that allows to make an express analyzes (duration less than 1 hour) and does not require specific reagents [2]. The principle of pathogen detection by SPR-methodology based on the determination of the SPR-shift whilst an interaction between receptor and analyte (in our case – antigen and antibody) on the surface of sensitive element of SPR-sensor. This procedure requires a washing of sensitive element after interaction to remove analyte, that was not interact with receptor. In addition, it requires to block gaps without receptor on the sensitive element surface to reduce a non-specific interaction, which increase the measurement errors and subsequently decreased the accuracy of results.

Objective of work. Development of a new more accurate express-method for pathogen detection in water by surface plasmon resonance.

Materials and methods. As biomaterials, two antigen-antibody pairs of enzootic leukemia and bovine viral diarrhea and porcine encephalomyelitis were used (viral pathogens of animals from the families *Retroviridae*, *Picornaviridae* and *Togaviridae* respectively). The receptor-analyte interaction was studied by the proposed and existing method of detection that was performed in accordance to the protocol described in works [3, 4]. The proposed method assumed no blocking and washing procedure in experiments. To implement the new detection method, the "Plasmon-6" SPR-device was used. It was developed at the Lashkaryov Institute of Semiconductor Physics of NAS of Ukraine and provides high sensitivity for detection of low concentrations of molecules in liquid and gaseous substances and shows slight error of measurement of the resonance angle (± 3 arc.sec). The research on antigen and specific antibody interaction was held at the State Scientific Control Institute of Biotechnology and Strains of Microorganisms. To provide both specific and non-specific interaction, technological approach on surface functionalization of sensitive element was used [5, 6]. We used the developed method for analyzing the kinetic of antigen-antibody interaction, for which the interaction response of the SPR-shift resonance characteristic was analyzed. The efficiency of the developed method was determined by the relative error of measurement, due to the reference value of the resonance shift after washing of the sensitive element.

Results. For the developed method, the shifts of the resonance angle for the specific receptor-analyte interaction for leukemia, diarrhea and encephalomyelitis were 1440, 591, 426 arc.sec respectively. At the same time, for existing method the shifts of the resonance angle were 1410, 576 and 414 arc.sec respectively. Therefore, the value of relative error was 2.1 – 2.8 %. Furthermore, for non-specific interaction the value of relative error was 15...75% because of the high difference in shifts of the resonance angle which were obtained by the developed and existing methods of kinetic analyzing (426, 192, 85 arc.sec for existing and 166, 49, 75 arc.sec for the developed one). In addition, the presence of functional coating increased the sensor response in 8 times, that approves with our previous results.

Discussion. For all antigens that were used in the research as well as analyzed by developed method, the relative value was in 3 % less in comparison with results that were obtained by existing method which proves a high efficiency of interaction. Moreover, for existing method the relative value was more than 15% because of the non-specific interaction. The results show that developed methodology for pathogen detection in water allows to decrease the relative error at least in 20 times, as well as to reduce the duration of experiment in 1.4 times due to absence of blocking and washing operations.

Conclusions. Presented express-method based on the surface plasmon resonance phenomenon allows to detect pathogens that could be presented in water with higher accuracy and sensitivity, that increasing reliability of obtained results during the monitoring the condition of water sources.

References

- 1.WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality - 4th ed. Geneva, Switzerland: WHO Press.
2. Peng Zhang, You-Peng Chen,WeiWang, Yu Shen, Jin-Song Guo. Surface plasmon resonance for water pollutant detection and water process analysis // Trends in Analytical Chemistry, Vol. 85, (2016), 153–165.
- 3.Klestova Z., Yushchenko A., Dremuch Yu., Blotskaya O., Venger E., Dorozinsky G., Kravchenko S., Ushenin Yu., Kachur N., Maslov V. Diagnostics of cattle leucosis by using a biosensor based on surface plasmon resonance phenomenon // Semiconductor Physics, Quantum Electronics and Optoelectronics, Vol.22, № 1, (2019), 111–118.

4. Клестова З.С., Ющенко А.Ю., Блоцька О.Ф., Маслов В.П., Ушенін Ю.В., Дорожинський Г.В., Кравченко С.О., Дорожинська Г.В. Експериментально - теоретичне обґрунтування розробки експрес методу виявлення ентеровірусів у воді методом поверхневого плазмонного резонансу. // *Innovative Biosystems and Bioengineering*, Vol. 3, Issue 1, (2019), 52–60.
5. Oliverio M., Perotto S., Messina G.C., Lovato L., De Angelis F. Chemical Functionalization of Plasmonic Surface Biosensors: A Tutorial Review on Issues, Strategies, and Costs. // *ACS Appl. Mater. Interfaces*, Vol. 9, (2017), 29394–29411.
6. Shynkarenko O.V., Kravchenko S.A. Surface plasmon resonance sensors: methods of surface functionalization and sensitivity enhancement. // *Theoretical and Experimental Chemistry*, Vol. 51, No. 5, (2015), 273–292.

MODELING AOB-NOB GROWTH RATE UNDER SPECIFIC OXYGEN STRATEGY FOR OPTIMIZATION SHORT-CUT NITROGEN REMOVAL PROCESS IN WWTPS

J. Drewnowski**, M.S. Shourjeh*, P. Kowal*, B. Szlag**, X. Lu*,***, L. Xie******

* Gdansk University of Technology, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Narutowicza 11/12, 80-233 Gdansk, Poland (E-mail: jdrewnow@pg.edu.pl, przkowal@pg.edu.pl)

** Kielce University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Av. Tysiąclecia Państwa Polskiego 7, 25-314 Kielce, Poland (E-mail: bszlag@tu.kielce.pl)

***Tongji University, Institute of Environmental Science and Engineering, 1239 Siping Road, Yangpu District, Shanghai 200092, China (E-mail: luxi953@foxmail.com, sally.xieli@tongji.edu.cn)

Introduction

The main objective in this paper is the modelling of nitrogen (N) removal technologies principles and operational factors which affect AOB (Ammonia-Oxidizing-Bacteria) and NOB (Nitrite-Oxidizing-Bacteria) kinetics in order to discover more cost-effective strategy in comparison with conventional N removal process in WWTPs. The most promising treatment compared to the conventional nitrification-denitrification (N-D), is deammonification (partial nitritation/anammox) process as well as is partial nitrification and denitrification process. It is based on the partial nitrification (nitritation) up to nitrite followed by the reduction of nitrite to N (denitritation). This process popularly known as short-cut N removal, reduces the aeration requirement by 25% and also the external carbon (C) source by 40% as compared to conventional nitrification-denitrification process, cutting down considerably the energy at WWTPs. Higher denitrification rate and lower wasted sludge production could also be obtained by this process. In the presence of low C/N ratio, and strong nitrogenous wastewater, N removal via AOB-NOB oxygen strategy showed promising results for the process optimization by mathematical modelling and computer simulations.

Due to the sequential oxidation property, the growth balance between AOB and NOB plays a key role in optimization of a nitrifying community. If AOB grows more quickly than NOB, and the

ammonium oxidizing rate is higher than nitrite oxidizing rate, nitrite as an intermediate will be easily accumulated. Nitrite is toxic to aquatic ecosystems and poses potential threats to human health security. Furthermore, nitrite will be converted under anoxic condition by Nitrosomonas to nitrous oxide (N₂O), which is a lethal greenhouse gas (GHG) causing ozone depletion. Therefore, fully understanding the population and interaction of AOB and NOB in the nitrifying community is very important to optimize biological N removal. The aim of this paper was to develop and implement an cost-effective aeration process control for short-cut N removal by modelling AOB-NOB growth rate under specific oxygen strategy at WWTPs.

Materials and methods

The innovative technologies for N removal are based on the short-cut N removal pathways. The modelling of the kinetic parameters could attribute to better understanding of the impact of operational factors on the activities of AOBs, AnAOBs and NOBs and comparing the effect of various factors applied to the activated sludge system in order to optimize nitrification pathway and inhibit NOBs activities. The principle kinetic parameters within the Monod equation are the maximum specific growth rate of AOB ($\mu_{\max, AOB}$) and NOB ($\mu_{\max, NOB}$). Diverse parameters could influence the growth rate of AOBs and NOBs in model calibration for instance: the substrate concentrations, endogenous decay rate, temperature, DO and maximum specific growth rate. Moreover, the growth rate of AOBs are related to the concentration of ammonium in influent which could be followed by NOB repression process. Oxygen is known as a common substrate for both AOBs and NOBs, hence the affinity of AOBs and NOBs for oxygen are represented by half-saturation constants ($K_{O_2, AOB}$, $K_{O_2, NOB}$) as sensitive parameters in Monod equation. In the following, an Activated Sludge Model (ASM) based on Monod equations 1,2,3 for the growth rate of AOB and NOB is presented:

$$\mu_{AOB} = \mu_{\max, AOB} * \left(\frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right) * \left(\frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2, AOB}} \right) - b_{AOB} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\mu_{NOB} = \mu_{\max, NOB} * \left(\frac{S_{NO_2^-}}{S_{NO_2^-} + K_{NO_2^-}} \right) * \left(\frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2, NOB}} \right) - b_{NOB} \quad (\text{Eq. 2})$$

$$\mu_{AnAOB} = \mu_{\max, AnAOB} * \left(\frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right) * \left(\frac{S_{NO_2^-}}{S_{NO_2^-} + K_{NO_2^-}} \right) - b_{AnAOB} \quad (\text{Eq. 3})$$

Where:

μ_{\max} - maximum growth rate (d⁻¹); S_{NH_4} , $S_{NO_2^-}$, S_{O_2} - concentration of ammonia (mg-N/L), nitrite (mg-N/L), DO (mg/L);
 K_{NH_4} , $K_{NO_2^-}$, K_{O_2} - ammonia, nitrite half-saturation constant (mg-N/L), oxygen half-saturation (mg/L), b is the decay rate (d⁻¹)

Organization of the modeling study procedure. The mathematical modelling and computer simulations could be carried out with the GPS-x simulation platform (Hydromantis, Canada). Furthermore, the effect of oxygen strategy on N removal efficiency could be estimated by performance of the whole plant model simulated by Mantis2, which is extended version of ASM.

Results

The future of the control systems in WWTPs belongs to smart process control systems. A core of the systems will be the simulation model implemented in the computer program (GPS-x, WEST) together with the appropriate algorithm for biochemical processes control depending on the current on-line measurements at the designated locations in the bioreactor. Currently, computer models of wastewater treatment processes are used as an auxiliary tool to forecast various technological variants and enable searching for optimal solutions, i.a. in the field of aeration costs. The proper aeration strategy could be successful in inhibiting the activity of NOB organisms compared with AOB to avoid accumulation of NO₃-N in the effluent. Moreover, an application of an appropriately selected aeration

strategy could reduce energy consumption and did not affect the efficiency of biological wastewater treatment, even could increase the N removal process effectiveness.

Nowadays, the most important objective of the cost-effective WWTPs is to invent efficient and sufficient AOB-NOB control strategies. The results identified the following issues: removing the NOB bacteria from the system, growing and keeping the AOB bacteria in the system. Theoretically, the numerical ratio of AOB to NOB in a balanced nitrifying system should be 2:1 according to thermodynamics and electron-acceptor transfer which means that AOB should be the dominant bacteria in a nitrifying community. However, a disproportion in the ratios of AOB/NOB existed, from time to time, in floc and/or granular sludge as well as lab/pilot/full-scale experiments. In the lab/pilot tests of Mari et al. (2012), an elevated NOB/AOB ratio (3.0–4.0) was observed in an aerobic granular sludge. Ramdhani et al. (2013) investigated the nitrifying bacteria communities at two full-scale domestic WWTPs in South Africa: lower AOB/NOB ratios were detected, 1.0–1.5 in Kingsburgh WWTP and 0.8–1.0 in Darville WWTP. It suggest, that more investigation are needed in order to find the best growth rate balance between AOB/NOB using specific oxygen strategy enhance with mathematical model and computer simulations, which will be the task of this study.

References

- Mari K.H., João P.B., Robbert K., Dimitry Y.S., Mark C.M (2012). Unravelling the reasons for disproportion in the ratio of AOB and NOB in aerobic granular sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 94:1657–1666. doi: 10.1007/s00253-012-4126-9
- Ramdhani N., Kumari S., Bux F. (2013). Distribution of nitrosomonas-related ammonia-oxidizing bacteria and nitrobacter-related nitrite-oxidizing bacteria in two full-scale biological nutrient removal plants. *Water Environ. Res.* 85: 374–381. doi: 10.2175/106143013X13596524516022

CONTAMINATION OF SURFACE WATERS BY HEALTH AFFECTING ENDOCRINE ACTIVE COMPOUNDS

Sylvia Duda-Saternus, Iwona Bojar*, Grzegorz Łagód***

** Institute of Rural Health in Lublin, Department of Woman Health. Jaczewskiego 2, 20-090 Lublin, Poland, e-mail: sylvia.m.duda@gmail.com; bojar.iwona@imw.lublin.pl*

*** Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, Polska, e-mail: g.lagod@pollub.pl*

Currently, trace pollution, associated with the development of civilization and human activity, becomes increasingly prevalent in the natural environment. These are impurities such as: active pharmaceutical compounds – PhACs, residues of products used for personal hygiene (PCPs), artificial sweeteners – ASs, or endocrine active compounds, which can affect the functioning of endocrined chemicals in the body (EDCs). These compounds are biologically active and persistent as well as accumulated in the environment. As a result, the undesirable ecological phenomena caused by the said pollution, but also their strong impact on human health are being increasingly discussed.

In their daily lives, every person is exposed to phytoestrogens (isoflavones, lignans, kumestans), i.e. the substances of plant origin, the action of which on cells can be beneficial or harmful. Their presence has been indicated in numerous food products, among others in wheat, rice, soybean, cabbage, apples, coffee, carrots, garlic, potatoes, etc. Undoubtedly, however, a significant threat involves the pharmaceuticals introduced into the natural environment. The estrogens derived even from hormonal therapies are transported together with domestic and industrial wastewater, surface runoff as well as leachate from landfills to surface waters and then migrate to groundwater. This is because in wastewater treatment plants, only partial removal and accumulation in sewage sludge occurs, and the remaining quantity is fed into the receivers. There, they affect the hormonal changes of organisms, and then the human health, contributing to a variety of unwanted changes, including premature puberty of girls, developmental problems in boys, as well as disorders in deliberately used hormonal treatments. Another group of the described, dangerous compounds are the so-called xenoestrogens, i.e. compounds with activity similar to female hormones, which infiltrate into the environment in the form of numerous impurities released, among others, from plastics, food or cosmetics.

Endocrine-active compounds (ECDs) as well as their metabolites migrate in the environment and undergo changes. The first mention of the presence of pharmaceuticals in the environment appeared in 1976 in the United States, where the presence of clofibric acid at the level of 0.8-2.0 $\mu\text{g} / \text{l}$ in treated wastewater was reported. The presence of cardiac drugs and contraceptives was also shown in this medium. In 1998, the results of the monitoring of the state of rivers, streams and wastewater in Germany were published, showing the presence of numerous pharmaceuticals. However, for the Polish conditions, the first forecast literature reports on the occurrence of pharmaceuticals in the environment appeared in 2001, and they were published on the basis of the data on drug consumption.

The problem of the compounds entering the environment is enormous, as evidenced by world literature and the cited test results regarding the amount of determined substances in the treated wastewater discharged from wastewater treatment plants and in surface waters. This process has been described for years, and due to, among others the emergence of new synthetic substances on the market is being observed on the continuous development of the pharmaceutical, chemical and food industries. Thus, both now and in the coming years, new compounds and their derivatives, as well as metabolites of the afore-mentioned hormones and substances with similar effects on living organisms will be determined at once. However, importantly, there is still a lack of legal regulations regarding the levels of specific compounds both in the treated wastewater discharged to the receiver and in the treated water directed to the water supply network. Unfortunately, in the determination of trace amounts of EDCs (ppb or ppt) in environmental matrices, the preparation, extraction and purification of samples, as well as the selection of an appropriate analytical method for detecting low concentrations of analyte turn out to be problematic.

The study will also consider the effects of estrogens entering the environment, as well as their effects on the human health, and in particular the proper development of the male sex characteristics. For years, the representatives of medical sciences, health sciences and biologists held a discussion on this topic, during which it was noted that if the substances suspected of having estrogenic effects enter the body of the future mother (through the skin, tongue, digestive processes), they can disrupt the sexual development of the fetus. For a male child to develop, the male sex hormone must be activated at a certain point. Staying under the influence of high concentration of estrogens, which actively influence the change in the direction of further development of the embryo, the confused organism implements its basic program and the girl develops. Moreover, at the conference of the American Society for the Development of Science in San Francisco, it was emphasized that environmental pollution exerts a negative impact on human and animal organisms by derived products of female sex hormones decay, as well as a variety of chemical substances similar to estrogen. This probably leads, among others, to infertility and causes malignant tumors of male and female genital organs, genital malformations, obesity, endocrine dyshormonosis as well as behavioral changes.

POTASSIUM FERRATE(VI) – A NEW REAGENT FOR SPECIAL WATER TREATMENT

Golovko D.A.¹, Goncharova I.V.²

¹*Ukrainian State University of Chemical Technology, Ukraine, Dnipro, olimp17tnv@ukr.net*

²*Kyiv National University of Trade and Economics, Ukraine, Kyiv, irina.goncharova.knteu@gmail.com*

Nowadays, high demands on the quality of water determine the development of new methods for its purification. The ferrates of alkaline metals (salts of ferric acid H_2FeO_4) are of particular interest. Due to their strong oxidizing properties these compounds are an alternative to traditional reagents used for the water treatment [1].

The ferrates(VI) of alkaline metals are promising reagents for the water purification from organic and inorganic impurities, as well as the disposal of radioactive waste [2, 3]. However, purification from radionuclides is substantially difficult if they are bound into strong complex compounds. The expediency using of Fe(VI) compounds is due to the ability of ferrates to destroy metal complexes. Therefore, the aim of this study was to develop the ferrate technology for water treatment of liquid radioactive waste using model solutions, which are cobalt oxalate complexes, $^{60}Co(II)$.

At the first stage of purification, it was proposed to precipitate excess anions of oxalate using Ca(II) compounds:



for reducing the reagent consumption, which goes into interaction with unbound $C_2O_4^{2-}$ ions. This is fast and complete process, since the solubility equilibrium of calcium oxalate is $1.7 \cdot 10^{-9}$. Ferrate treatment is carried out at the next stage after filtration. It was proved that as a result of reaction with ferrate, anions of oxalate are oxidized to carbonate ions. At the same time Co(II) compounds pass into slightly soluble forms of Co(III) oxyhydroxide.

Therefore, the total reaction can be represented by the following equation:



The processes of the Co(II) \rightarrow Co(III) transition and the destruction of ligands, which proceed quite quickly (within a few minutes), were shown. Thus, these chemical reactions are not limiting stages of the whole water treatment process.

It was established that using of ferrate treatment allows not only to destroy the strong oxalate complexes of Co(II) (oxidation to Co(III) proceeds with a 100% yield), but also to separate cobalt from the system in the form of CoO(OH) with high efficiency (96–100%) by coprecipitation with the resulting of iron(III) oxyhydroxide.

References

1. Sharma V.K., Zboril R., Varma R.S. Ferrates: greener oxidants with multimodal action in water treatment technologies // *Acc. Chem. Res.* 2015. Vol. 48, Issue 2. P. 182–191.
2. Stupin D.Yu., Ozernoy M.I. The coprecipitation of ^{152}Eu with iron hydroxide formed during the reduction of sodium ferrate(VI) in an aqueous medium // *Radiochemistry.* 1995. Vol. 37, Issue 4. P. 359–362.
3. Perfil'ev Yu.D., Kalmykov S.N., Potapova E.E., Dedushenko S.K. Interaction of Sr(II) and Np(V) with potassium ferrate(VI) reduction products in aqueous solution // *Radiochemistry.* 2013. Vol. 55, Issue 1. P. 98–100.

WATER IN NATURE IS A BASIS OF A COMPLEX OF INNOVATIVE TECHNOLOGIES FOR HUMAN HEALTH, ACTIVE LONGEVITY, ECOLOGY OF ENVIRONMENT AND OTHER INDUSTRIES

Gryshchuk V. P.

Private Enterprise ZHYVA VODA, Ukraine, Kyiv, zhyvavoda03@gmail.com

The water will be one of the priorities of the third millennium.

The most interesting waters in nature are under the influence of different physical fields. Under the influence of physical fields water is in a dynamically stable thermodynamically nonequilibrium state and has in comparison with a thermodynamically equilibrium state lower values of entropy and higher values of free energy, and, as one of the consequences, performs work on its environment is an active medium it has new almost magical physical properties. But once again the best technologist of course is NATURE

Human health: Modern medicine considers aqueous solutions (water), which are 60-80 % of a human body, as passive environment in which biochemical reactions occur. This is absolutely wrong idea. Water in a living organism under the influence of physical fields (primarily an electric field) that it is not passive, but active environment. Awareness of water activity in vivo gives researchers new horizons in diagnostic, therapeutic, preventive and rehabilitative medicine, a possibility to impose deliberately and justifiably additional options, which can describe this activity.

Water in a living organism under the influence of an electric field has extremal values ORP (redox potential), which provides water with either reducing (electron-donor) – antioxidant, geroprotector, radioprotector properties (ORP... -100 mV and lower), or oxidizing (electron-acceptor) – biocidal, antiseptic, disinfection, wound-healing properties (ORP ... +700 mV and higher). In fairy tales such waters were calling – LIVING (ZHYVA) WATER and DEAD (MERTVA) WATER. More modern are EIVR (electro- ionized aqueous solutions), anolite, catholite. For example, ORP about -100 mV have blood, mother's milk, amniotic fluid.

Understanding of physical nature of the processes that take place with the participation of water in living organisms allows knowingly using for prevention and for treatment and rehabilitation of various diseases thermodynamically nonequilibrium water (prepared outside a living organism) with reducing or oxidizing properties, as opposed to drinking water, infusion or other therapeutic solutions, used in medicine, which are thermodynamically equilibrium to the environment and have ORP in a range +250 mV - +450 mV. The drinking water with such ORP, I call – ROTTEN WATER.

Scientifically reasonable application of thermodynamically nonequilibrium water allows, for example, treating burn, wounds, decubitus, diabetic and trophic ulcers, without of antibiotics and with greater efficacy (in our practice, there are positive results for the diagnosis – diabetic gangrene), renewing of negative charge of blood cells surface and prevent thrombosis, discharging virus surfaces and reducing virus burden at virus deceases, providing conditions for cancer cells at which they stop dividing (these conditions are safe for normal cells), helping to reduce the size of tumors and to prevent the formation of metastasis. We have conducted a part of the necessary research in the scientific and medical institutions, in particular, in the Kavetsky Institute of Oncology, and have got the result of the global level - using non-contact methods, completely neutralized with nephrotoxic effects of cisplatin chemotherapy on the body.

One of the options for the prevention of diseases of civilization should be, following the example of Japan – one of the healthiest and having the highest average duration of active (i.e., no disease) life, nations in the world - providing the population with ionized reduced (hydrogen) drinking water with reducing (antioxidant, geroprotective, radioprotective) properties. We can already offer such water at

the price 30-50 times cheaper than Japanese analogues; In combination with other activities, to solve the extremely important socio-psychological problem of increasing the average life expectancy.

The understanding of the physical essence of water in a living organism is the basis for the association of eastern medicine and western medicine and the transformation integrated medicine into a fundamental science.

Also, in almost all industries, with economic and environmental benefits, can be replaced – acids, alkali, oxidizer, reducing agents and other chemical reagents on the LIVING WATER and DEAD WATER. Integrated application of EIVR allows:

In the municipal economy - at water treatment plants, to reduce the consumption of electricity and reagents by 5-10 times while disinfection of water, even to improve the condition of water supply networks, to disinfect sewage and air (remove unpleasant odors) at aeration stations, to reduce the area of silt fields, to solve the issue of effective disinfection of sewage of tubercular and infectious departments of medical institutions. Using the unique electrocatching properties of the anolyte, to ensure an ideal sanitary and epidemiological condition at all municipal facilities, transport, food and processing industry enterprises, etc.

In agriculture and food industry - to carry out the restoration of land that had been “killed” by chemistry, to increase the efficiency of crop production, poultry, livestock, processing industry, storage of agricultural products, to increase the depth of processing of raw materials, to remove from the market various colas and other colonial products. At the same time, it is essential to reduce the consumption of water, electricity, various chemical and biological reagents that are dangerous to humans and the environment, in particular, completely abandon the use of formalin, and ultimately produce more environmentally friendly food, which will benefit human health as well and improve the state of the environment. Special offer for China – to produce noodles with low free radical content.

In other industries – to use in many technological processes, while improving their efficiency, in particular, during drilling operations (for the future production of shale gas), mining industry in uranium mining, additional oil production from already conserved wells, oil and gas processing industry for Account of the use of EIVR, to provide a significant reduction in the use of concentrated acids, alkalis, oxidants, reducing agents, etc. Environmental and economic benefits, while, are obvious. Special offer for China – to produce stronger building materials and concrete with a savings in cement.

Taking into account the real nanotechnological boom, we note that EIVR does not even include nanoparticles, but individual atoms and molecules that restore these waters - antioxidant and oxidative - are biocidal properties, then from the use of such waters in medicine and other industries, one should expect more sensational results than from the use of aqueous solutions of nanoparticles. Electron-donor (living) and electron-acceptor (dead) water are produced in the human body - this obsession indicates that the EIVR is certainly one of the foundations of medicine, incl. and veterinary, future.

Private Enterprise “ZHYVA VODA”, partners from Ukraine and other countries have the necessary normative and technical documentation and are ready to cooperate in all the above-mentioned industries.

Also, we invite all interested to discuss the creation of the Innovation Center WATER (IC WATER). The Center's activities will consist both in the implementation of already ready-made innovative water technologies, and in carrying out fundamental and applied scientific research and in the further dissemination of new technologies and knowledge about the priceless gift of Nature - about WATER.

THE EFFECT OF SUPERFLOC N-300 ON THE SEDIMENTATION OF Pb(II) HYDROXIDE

Krukovich A.S., Suprunchuk V.I.

*National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»
Kyiv, Prosp. Peremohy, 37, 03056, anatoliinakrukovich@gmail.com*

Due to general toxicity and mutagenicity, the concentration of Pb(II) compounds is strictly limited in wastewater which discharged into municipal sewage systems (MPC 0.1-0.05 mg/dm³), and for discharging into reservoirs and drinking water MPC ≤ 0.03 mg/dm³[1].

In galvanic processes, the most widely used method is the precipitation of Pb(II) hydroxide with calcium hydroxide. The precipitation of Pb(II) hydroxide, which is thus formed in the fine-dispersed state is slowly precipitated and has a high moisture capacity. It reduces the efficiency of cleaning and complicates the recycling process. To improve the purification efficiency, it is advisable to use flocculants, which at concentrations (2÷5) mg/dm³ significantly increase the size of the aggregates Pb(II) hydroxide, which reduce the settling time [2-3].

The wastewater model is a solution of Pb(II) nitrate with a lead concentration of 2.0 g/dm³. The slurry of calcium hydroxide «lime milk» with a concentration of 50 g/dm³ has been used for the precipitation of Pb(II) hydroxide. The precipitation of Pb(II) hydroxide has been performed by the Jar test method. The rapid stirring step after the injection of a solution of calcium hydroxide in Pb(II) nitrate was being carried out by a frame stirrer with a rotation speed of 240 min⁻¹ for 5 minutes. The next slow stirring step has been performed by reducing the stirring speed to 60 min⁻¹ for 10 minutes. The obtained slurry of hydroxide Pb(II) hydroxide was completely poured into a cylinder for the sedimentation.

The SUPERFLOC N-300 flocculant (2-5) mg/dm³ was injected into the slurry at the beginning of slow stirring. The preparation of the slurry of Pb(II) hydroxide occurred at a molar ratio of Pb(II):2OH⁻ = 1.01. WAGA TORISNA WTW torsion scales with a weighing interval of 30 sec has been used to research the sedimentation process.

It was found that the increase in the influence on the sedimentation of the slurry of Pb(II) hydroxide SUPERFLOC N-300 demonstrates in the range of its concentrations (1-5) mg/dm³. At concentrations above 5 mg/dm³, its effect on the sedimentation rate of the slurry is practically unchanged.

The partition of the particles of the slurry of Pb(II) hydroxide without using SUPERFLOC N-300 and with SUPERFLOC N-300 revealed that in the absence of flocculant the main fractions of the particles have sizes (3.8-5.9) μm - 47.6% and (5.9-10) μm - 38.1%. When injected into a slurry of Pb(II) hydroxide 5 mg/dm³ SUPERFLOC N-300 aggregate size significantly increases (12-19) μm - 30.5%, (19-33) μm - 20.1%, (75-110) μm - 9.5%.

Thus, it has been found that the SUPERFLOC N-300 flocculant increases the size of Pb(II) hydroxide aggregates and can be recommended to improve the effluent treatment of galvanic industries.

References:

1. Zapol'skij, A.K., 1989. Complex wastewater treatment of galvanic production]. Kyiv: High school, pp: 199.
2. Filatova E.G.// Wastewater treatment from heavy metal ions, based on the physico-chemical processes. University news. Applied chemistry and biotechnology.- 2015. - №2 (12). – p.97-107
3. Bradley D. Mopping up heavy metals// Educ. Chem. 2008, №6 (45).- p.188-195

PHYTOTOXICITY OF SOME ORGANIC POLLUTANTS

M. Litynska, D. Silevych

N. Tolstopalova, I. Astrelin

National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute",
Ukraine, Kyiv, m.litynska-2017@kpi.ua

People use persistent organic pollutants (POPs) for different purposes, especially health care, etc. (Megson et al., 2016). Pharmaceuticals, personal care products and detergents are often persistent organic pollutants. So lot of these substances are not degradable by biological organisms. Pharmaceuticals and its metabolic products enter to sewage with blackwater from toilets. Personal care products and detergents are components of greywater.

Decentralized wastewater treatment systems (constructed wetlands, bioponds, infiltration fields) become more and more popular in rural areas (Capodaglio et al., 2017). In case of these systems different microorganisms and plants remove pollutants from water, but POPs are non-biodegradable and some of them are toxic for plants and microorganisms.

Separation of wastewater is other popular trend of modern wastewater management, especially in countries with significant deficit of water resources (Shafiquzzaman et al., 2018). According to the main principle of this trend, greywater and blackwater are divided and greywater can be used for plants watering.

Thus, study of phytotoxicity of pharmaceuticals, components of personal care products and detergents is very actual in the context of decentralized biological treatment and graywater reuse.

For experiment we choose amoxicillin (Amoxil), ibuprofen (Nurofen), dequalinium chloride (Dequadol), syrup Bronho-plus and shampoo Faberlic. Phytotoxicity of components was tested by germination experiment. Seeds of chard and pumpkin were placed in sections of the container. In each section of container different solutions were poured. Distilled water was used as blank solution.

Solutions of amoxicillin (1 g/l), ibuprofen (1 g/l), syrup Bronho-plus (1% solution), shampoo Faberlic (1% solution), decvalinium chloride (1 mg/l) were used in germination experiments.

Syrup contained willow extract, echinacea extract, sage extract, ascorbic acid, sugar, purified water, menthol, sodium benzoate, vitamin C (1.5 grams per 100 grams of product).

Shampoo contained aqua, sodium laureth sulfate, cocamidopropyl, betaine, PEG-4, rapeseedamide, glycereth-2 cocoate, polyquaternium-10, macadamia seeds oil, PEG-40 hydrogenated castor oil, coconut oil, etc. Amoxicillin, ibuprofen, syrup and shampoo had very big influence on the germination of seeds (Table 1).

Table 1 – Germination of chard and pumpkin seeds

Pollutant name	Plant	Germination of seeds, %				
		3 days	4 days	7 days	11 days	25 days
Distilled water	Chard	33	33	66	66	66
	Pumpkin	66	66	66	66	66
Amoxicillin	Chard	0	0	0	0	0
	Pumpkin	0	0	0	0	0
Ibuprofen	Chard	0	0	0	0	0
	Pumpkin	0	0	0	0	0
Dequalinium chloride	Chard	33	33	33	66	66
	Pumpkin	66	66	66	66	66
Syrup Bronho-plus	Chard	0	0	0	0	0
	Pumpkin	0	0	0	0	0
Shampoo Faberlic	Chard	0	0	0	0	0
	Pumpkin	0	0	0	0	0

In case of dequalinium chloride daily dose for adults is significantly less (1.5-3.0 mg of dequalinium chloride) than daily doses of amoxicillin (750-3000 mg, 6000 mg in very difficult cases) or ibuprofen (600-1200 mg). That's why for germination experiment solution of dequalinium chloride had significantly lower concentration than solutions of amoxicillin or ibuprofen. Solutions of dequalinium chloride didn't have effect at concentration 1 mg/l, but this component also could have phytotoxic properties at higher concentrations. According to the Table 1 other substances was very phytotoxic. Mold grew in sections with the solution of Bronho-plus due to presence of the sugar and other nutritious components in this syrup.

Thus, at high dosages main part of studied organic substances demonstrated significant phytotoxicity.

But experiments with different concentration of pollutants would be very important and could help to determine non-phytotoxic concentration of these POPs.

References

Capodaglio, A. G., Callegari, A., Ceconet, D., & Molognoni, D. (2017). Sustainability of decentralized wastewater treatment technologies. *Water Practice and Technology*, 12(2), 463–477. doi: 10.2166/wpt.2017.055

Megson, D., Reiner, E. J., Jobst, K. J., Dorman, F. L., Robson, M., & Focant, J.-F. (2016). A review of the determination of persistent organic pollutants for environmental forensics investigations. *Analytica Chimica Acta*, 941, 10–25. doi: 10.1016/j.aca.2016.08.027

Shafiquzzaman, M., Haider, H., Alsaleem, S. S., Ghumman, A. R., & Sadiq, R. (2018). Development of Consumer Perception Index for assessing greywater reuse potential in arid environments. *Water SA*, 44(4 October). doi: 10.4314/wsa.v44i4.25

ADSORPTION PROPERTIES OF SOME FERRIC-BASED MATERIALS IN THE CONTEXT OF POTENTIOMETRIC TITRATION

M. Litynska, V. Tarabaka, N. Tolstopalova, I. Astrelin

National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Ukraine, Kyiv, m.litynska-2017@kpi.ua

Iron(III)-based adsorbents are effective in context of dissolved phosphates and arsenates removable to formation of insoluble iron(III) phosphate (Zeng, Li and Liu, 2004) or iron(III) arsenate (Siddiqui and Chaudhry, 2017). Also iron(III)-based adsorbents also can remove different other pollutants, especially selenates (Peak and Sparks, 2002), organic matter (Gao et al., 2017) etc.

Iron(III)-based adsorbents may be used in different forms, especially nanoparticles (Cao et al., 2016), different composite and polycomponent materials (Mezenner and Bensmaili, 2009) etc.

Potentiometric titration gives information about amount of ion exchange groups on the surface of adsorbents. It is very important in adsorption studies. Thus, this titration is very simple and cheap method of determination of adsorbent properties.

We placed 0,25 g of adsorbent sample (iron(III) oxide or iron(III) hydroxide) and 200 ml of KCl solution with concentration 0,01 M in glass beaker. For potentiometric titration we used solutions of

HCl (0,01 M) and NaOH (0,01 M). Titration step was 0,1 ml. Duration of one step was based on equilibrium pH.

Figure 1 demonstrated relations of titrant volumes and mixture pH.

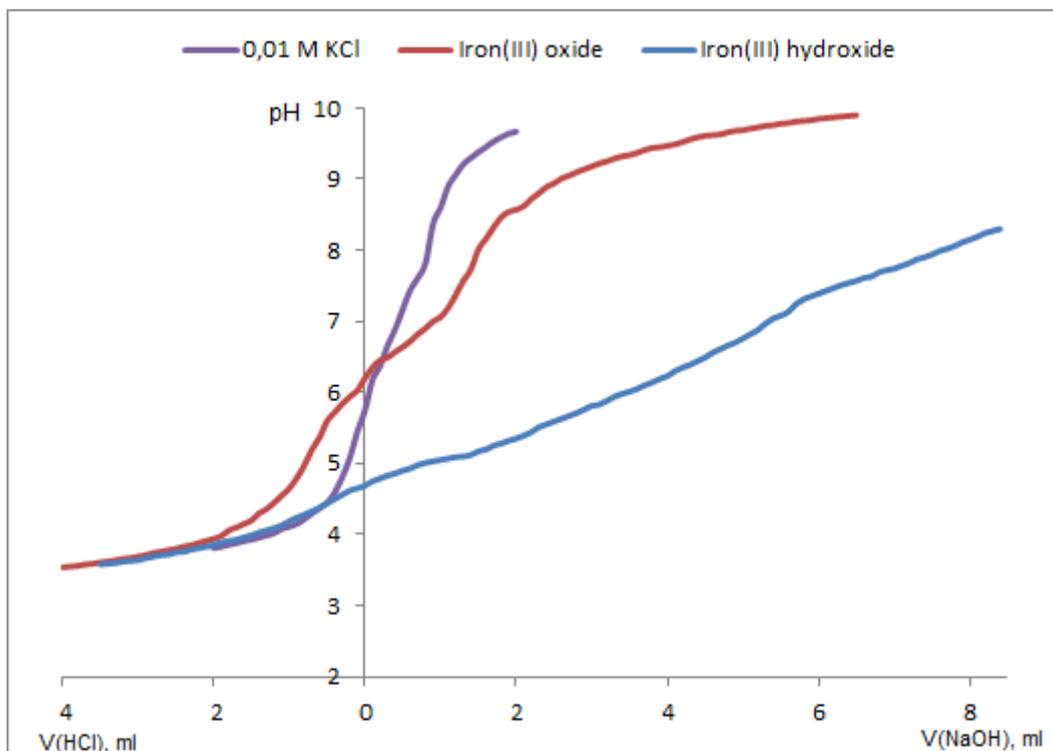


Figure 1 – Potentiometric curves of iron(III) oxide and iron(III) hydroxide in 0,01 solution of KCl.

During potentiometric titration part of H^+ ions or OH^- ions were adsorbed on the sorbent surface and part of these ions were in the solution.

Concentration of adsorbed H^+ and OH^- ions were calculated by the next formulas:

$$a_{H^+ ads} = \frac{(10^{-pH_1} - 10^{-pH_2}) \cdot V_{sol}}{m_{ads}};$$

$$a_{OH^+ ads} = \frac{(10^{-(14-pH_1)} - 10^{-(14-pH_2)}) \cdot V_{sol}}{m_{ads}},$$

where $a_{H^+ ads}$ – concentration of adsorbed H^+ ions mol/g; pH_1 - pH of 0,01 H KCl at the titrant volume V ; pH_2 - pH of adsorbent – KCl solution mixture at the titrant volume U ; V_{sol} – volume of KCl solution, L; m_{ads} - mass of adsorbent sample, g.

Figure 2 demonstrated concentrations of adsorbent H^+ and OH^- ions, which were calculated by these formulas.

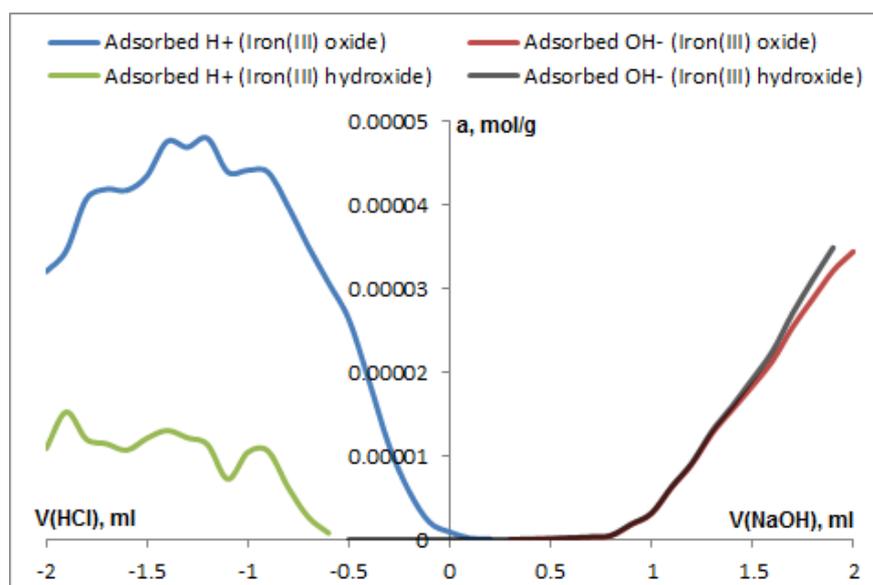


Figure 2 - Concentrations of adsorbent H^+ and OH^- ions.

According to the Figure 2 Iron (III) hydroxide could adsorb significantly less amount of H^+ ions and the similar amount of OH^- ions. Thus, Iron (III) oxide was more effective for cations adsorption and Iron (III) hydroxide was slightly more effective in adsorption of anions.

References

- [1] Cao, D., Jin, X., Gan, L., Wang, T., & Chen, Z. (2016). Removal of phosphate using iron oxide nanoparticles synthesized by eucalyptus leaf extract in the presence of CTAB surfactant. *Chemosphere*, 159, 23–31. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.05.080
- [2] Gao, Y., Yu, G., Liu, K., Deng, S., Wang, B., Huang, J., & Wang, Y. (2017). Integrated adsorption and visible-light photodegradation of aqueous clofibric acid and carbamazepine by a Fe-based metal-organic framework. *Chemical Engineering Journal*, 330, 157–165. doi: 10.1016/j.cej.2017.06.139
- [3] Mezenner, N. Y., & Bensmaili, A. (2009). Kinetics and thermodynamic study of phosphate adsorption on iron hydroxide-eggshell waste. *Chemical Engineering Journal*, 147(2-3), 87–96. doi: 10.1016/j.cej.2008.06.024
- [4] Peak, D., & Sparks, D. L. (2002). Mechanisms of Selenate Adsorption on Iron Oxides and Hydroxides. *Environmental Science & Technology*, 36(7), 1460–1466. doi: 10.1021/es0156643
- [5] Siddiqui, S. I., & Chaudhry, S. A. (2017). Iron oxide and its modified forms as an adsorbent for arsenic removal: A comprehensive recent advancement. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 592–626. doi: 10.1016/j.psep.2017.08.009
- [6] Zeng, L., Li, X., & Liu, J. (2004). Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using iron oxide tailings. *Water Research*, 38(5), 1318–1326. doi: 10.1016/j.watres.2003.12.009

BIOGAS PRODUCTION FROM SEWAGE SLUDGE AS AN ENERGY BALANCE ELEMENT OF THE WASTEWATER TREATMENT PLANT

A. Masłoń, J. Czarnota,

Rzeszow University of Technology, Department of Environmental Engineering and Chemistry,
6 Powstańców Warszawy Av, 35-959 Rzeszów, Poland
e-mail: amaslon@prz.edu.pl

The management of sewage sludge at wastewater treatment plants is a very important technical, economic and ecological issue. One of the popular and ecological methods of processing sewage sludge is their methane fermentation. Methane fermentation is a complex biochemical process during which the organic matter decomposes in sewage sludge under anaerobic conditions. The final product of the biochemical decomposition of organic substances is biogas, which is a valuable energy raw material and digestate constituting an excellent organic fertilizer. Most often, biogas energy is used for the own needs of wastewater treatment plants, which are characterized by a high demand for electricity and heat [1, 2, 4, 5].

This article presents the production of biogas at the wastewater treatment plants in Zamość and Dębica (Poland). A detailed analysis of sewage sludge management in the wastewater treatment plants is presented, taking into account the balance of sewage sludge and biogas, in 2015-2016 years. The projected 24-hour capacity of the Zamość WWTP is $Q_{d\text{ av}} = 25,000 \text{ m}^3/\text{d}$ (rainless weather), and the maximum daily capacity is $Q_{d\text{ max}} = 28,000 \text{ m}^3/\text{d}$ (rainy weather). The equivalent number of inhabitants was determined at the level of 250,000 PE, while the plant's current capacity is at 135,720 PE. The daily capacity of the Dębica WWTP is $Q_{d\text{ av}} = 21,000 \text{ m}^3/\text{d}$, and the maximum daily capacity is $Q_{d\text{ max}} = 24,500 \text{ m}^3/\text{d}$. The wastewater treatment plant capacity in analyzed period is 108,350 PE. The technological system of biological wastewater treatment is similar and based on activated sludge in flow reactors. In both wastewater treatment plants the sewage sludge processing line is similar - thickener of initial sludge, thickener of excess sludge, anaerobic digestion tank and belt press for digested sludge. The produced biogas is burned in boilers and cogenerators and electric energy and heat energy are generated.

The volume of biogas from the fermentation process in wastewater treatment plants was presented in detail in Figures 1. Statistical analysis showed the production of biogas wasn't correlated with BOD₅ loading to the WWTPs (Fig. 2).

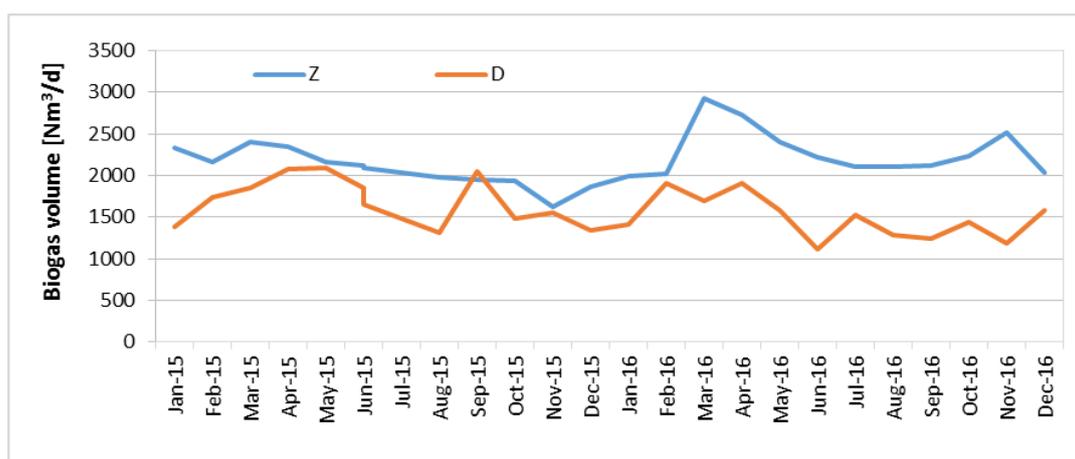


Fig. 1. Biogas volume generated in fermentation process at wastewater treatment plants

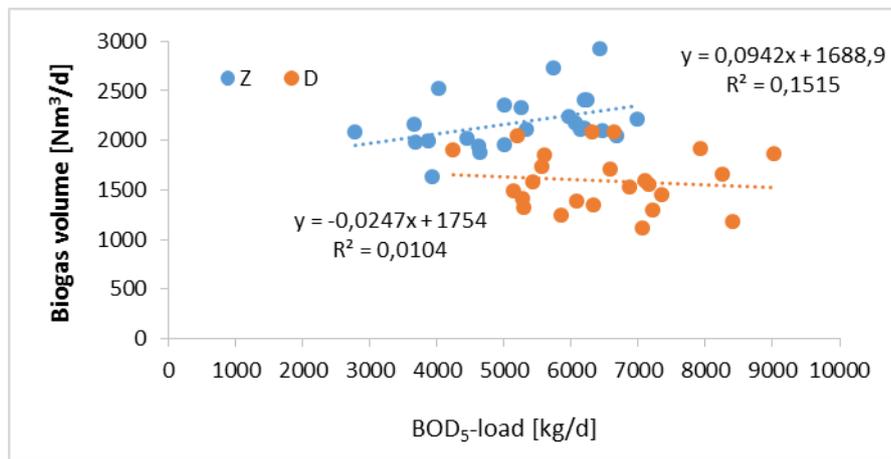


Fig. 2. Biogas volume generated in relation to BOD₅-loads.

The amount of biogas generated translated to a large extent on the production of electricity and heat. The unitary production of electricity was 0.36-2.13 kWh/Nm³ biogas (the Dębica WWTP) and 0.52-2.21 kWh/Nm³ biogas (the Zamość WWTP), on average 1.43 and 1.78 kWh/Nm³ biogas, respectively (Fig. 3). At the region's other WWTPs, biogas electricity production rates were achieved at 1.9 ÷ 4.8 kWh/Nm³ biogas (the Mielec WWTP) [3], 3.82 ÷ 4.51 kWh/Nm³ biogas (the Krosno WWTP) [6] and 2.02 ÷ 2.48 kWh/Nm³ biogas (the Rzeszów WWTP) [2].

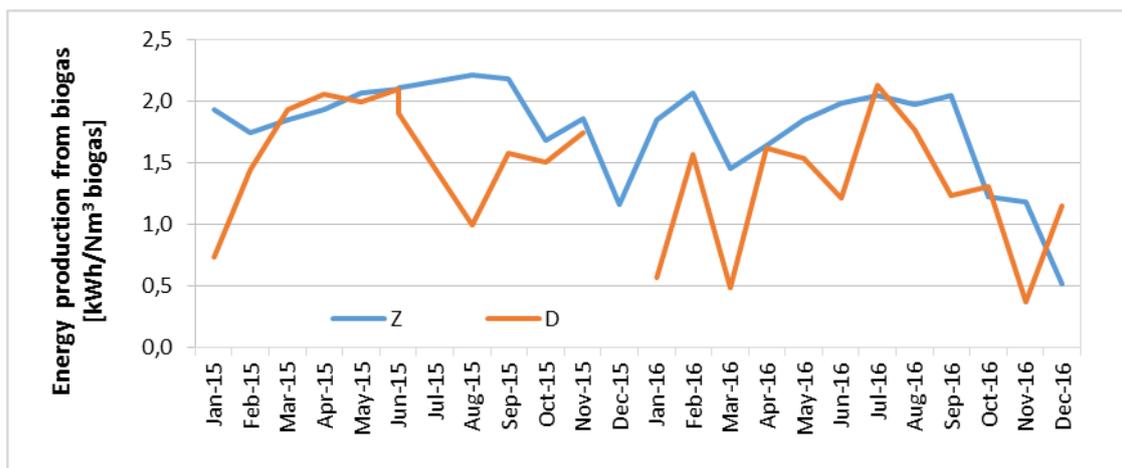


Fig. 3. Electricity production from biogas at wastewater treatment plants.

The effect of biogas combustion in boilers and in a gas co-boiler was a significant production of electricity. Work of boilers and co-generator allowed to cover 46.5 and 49.9% of electricity consumption in the Debica WWTP and Zamość WWTP, respectively (Fig. 4). Nevertheless, as a result of the intensification of the sewage sludge fermentation process by the addition of an organic substrate (eg. waste fat), it is possible to increase the biogas yield and, consequently, improve the energy efficiency of the whole sewage treatment plant.

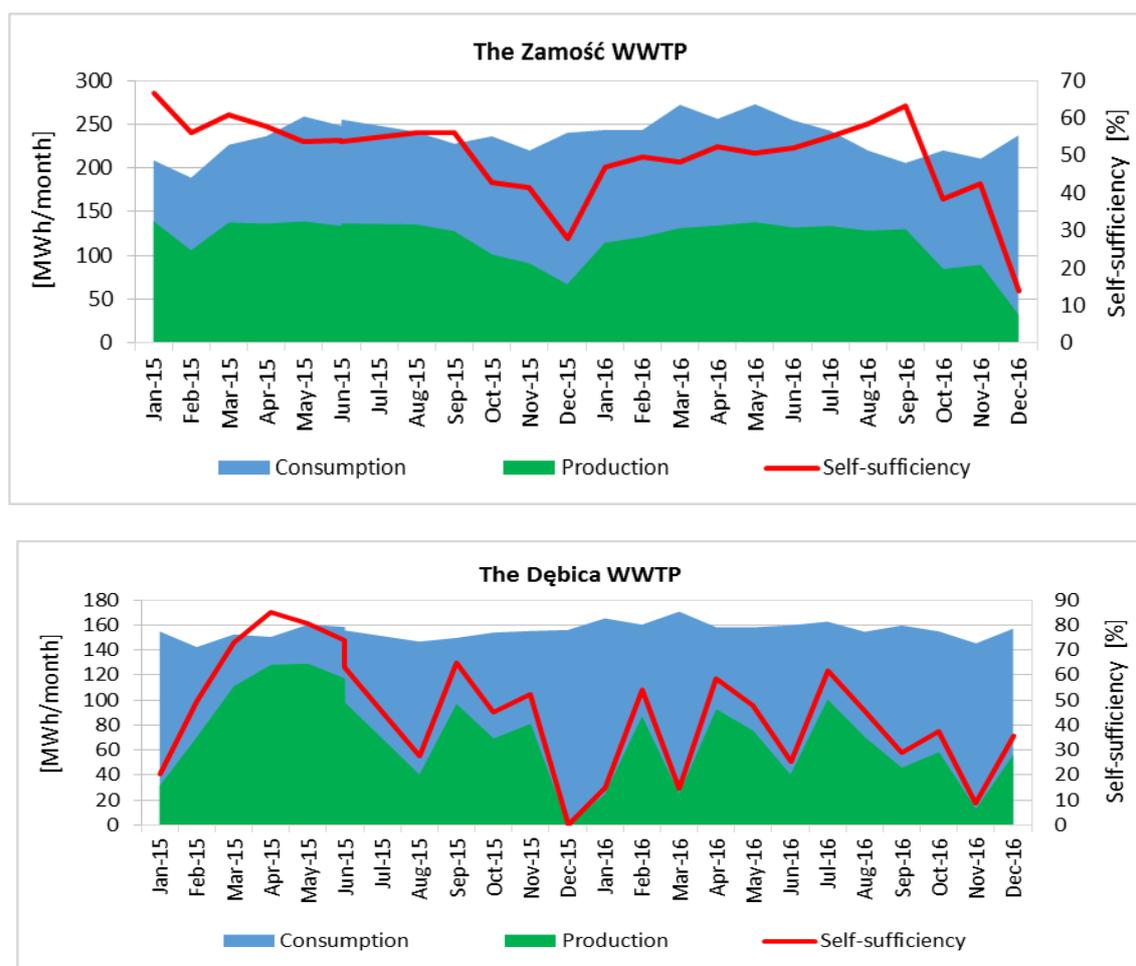


Fig. 4. Energy balance at the wastewater treatment plants.

The processing systems of sewage sludge in the Zamość WWTP and the Dębica WWTP functions with high energy efficiency. The analysis of sludge management in the wastewater treatment plants indicates very high biogas production from sewage sludge. Methane fermentation is a good energy recovery technology from sewage sludge, and the obtained biogas is a very valuable fuel that can be successfully used in the wastewater treatment plants.

References

1. Di Fraia S., Massarotti N., Vanoli L., Costa M. Thermo-economic analysis of a novel cogeneration system for sewage sludge treatment *Energy* 2016;115:1560-157.
2. Masłoń A. Analysis of energy consumption at the Rzeszów Wastewater Treatment Plant. *E3S Web of Conferences* 2017;22:00115. doi: 10.1051/e3sconf/20172200115
3. Masłoń A., Pazdro S., Mroczek W. Gospodarka osadowa w oczyszczalni ścieków w Mielcu *Forum Eksploatatora* 2015;4(79): 47-54.
4. Masłoń A., Tendera K. Gospodarka osadami ściekowymi w oczyszczalni ścieków Rzeszów *Forum Eksploatatora* 2017;1(88): 38-45.
5. Masłoń A., An Analysis of Sewage Sludge and Biogas Production at the Zamość WWTP. In: Blikharsky Z., Koszelnik P., Mesaros P. (eds) *Proceedings of CEE 2019. CEE 2019. Lecture Notes in Civil Engineering*, vol 47.. pp. 291-298. 2020. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-27011-7_37
6. Trojanowicz K., Karamus Ł. Energetyczna utylizacja biogazu ścieków w Krośnie *Forum Eksploatatora* 2016;4(85): 46-53.

NEW COAGULATION REAGENT FOR WASTEWATER TREATMENT

Nechyporuk D.O., Kyrii S.O., Kosogina I.V.

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine,
Kyiv, kysvit@gmail.com*

Coagulation process is the obligatory stage of water treatment. However, considering the high cost of commercial coagulants, creation of new low-cost coagulants from byproducts such as chemical waste, including red mud is promising. In Ukraine, red mud occupies an area of about 400 hectares and each year its amount increases. The red mud storages are environmentally hazardous objects since there is a potential possibility of destroying the main dam of the sludge due to excessive exploitation of the technological reservoir, climate change, indefinite shelf life of accumulated red mud; pollution by the filtration waters of the drainage of adjoining waters as a result of their incomplete catching; pollution of atmospheric air by alkaline evaporation of slurry pulp; pollution and deterioration of soil quality; pollution of atmospheric air and soils with red mud dust and others like that.

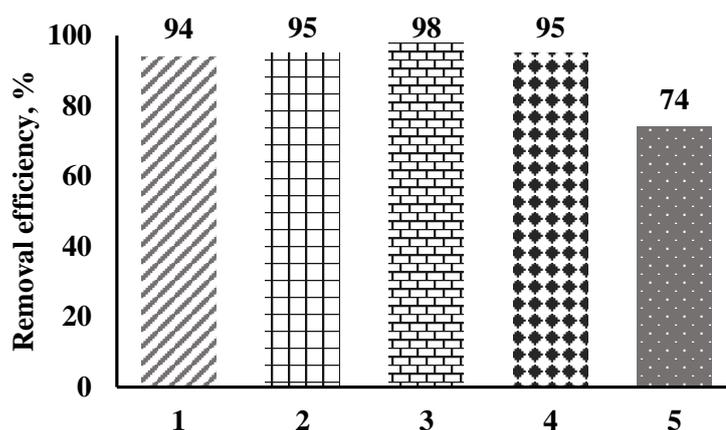
It has been established that red mud can be used in various industries, for example in ferrous metallurgy, for the production of pig iron, alumina and various separate components, the building industry for making bricks and cement, ceramic, glass, etc. Due to the high content of iron oxides (up to 55%) and aluminum (up to 30%), red mud can also be used as a coagulation reagent in water purification technology.

In water treatment technology, there is an acute problem of the organic dyes removal from wastewater (they are widely used in various industries, in particular, in textile, cosmetic, paper, plastic, pharmaceutical, food, etc.). At the same time, there are practically no effective methods of treating wastewater from organic dyes using reagents based on secondary raw materials.

The purpose of this work is to synthesize and test the using effectiveness of coagulation reagents based on red mud obtained in the technology of wastewater treatment from compounds of organic origin.

The coagulation reagent was obtained by acid activation of red mud (mass ratio of hydrochloric acid to red mud 1: 1, synthesis duration 60 min, temperature 100 °C).

The verification of the reagent efficiency was checked on model waters contaminated with organic matter of different origin using Jar-test (Fig. 1).



1 - Natural organic matter (sodium salt of humic acid), 8 mg/l; 2- Dye Active bright orange HF, 10 mg/l; 3 - Dye Active bright blue HF, 10 mg/l; 4 - Active bright red 5CX, 10 mg/l; 5 - Dye Direct Green, 10 mg/l.

Figure 1 Effectiveness of coagulation reagent synthesized from red mud

As can be seen in Fig. 1, new coagulation reagent synthesized from red mud is effective for organics pollutants removal.

ON THE ISSUE OF ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS AND POTENTIAL OF THE WATER BODIES WITH DIFFERENT TYPE AND INTENSITY OF ANTHROPOGENIC IMPACT

*Protasov O.O., Novosolova T.M., Sylaiieva A.A., Morozovska I.O.
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

Currently, the process of implementation the principles of the EU Water Framework Directive/2000 into the aquatic quality assessment system is underway in Ukraine. In the EU Member States, for example in Poland, these approaches have already been implemented to some extent, but the process of implementation is still underway in Ukraine. However, the practical application of the general principles of the WFD is not easy, because the significant predominance of justifications there is, studies specifically for the assessment of natural reservoirs, with little anthropogenic impact (rivers, lakes). There are practically no approaches that may be used as a universal tools for assessments of the ecological quality of natural lentic waters and water flows, as well as the ecological potential of anthropogenic waters. There is no well-developed concept for the formation of this complete gradient of water bodies – from natural, undisturbed man – to technoecosystems, completely created for technical (technological) needs.

The Water Framework Directive formally is a comprehensive document in the field of water protection, but in fact it is an important instrument of a broader plan and it is related to the use of aquatic ecosystems and the provision of so-called environmental services. The conceptual position is follows: if the ecological status of a natural water body is high, the ecological potential of the artificial too, the more efficient environmental services for man are provided by such an ecosystem (Uzunov, Protasov, 2018, Afanasyev, 2019). From this we can conclude that hydrobiological, ecosystem studies should be the basis for the development of adequate methodologies and methods for assessing the quality of the environment.

Another need for the introduction of new approaches in valuation activities is related to the fact that techno-ecosystems such as techno-ecosystems of thermal power plants, as well as cooling ponds of nuclear power plants, are a very important models for studying the effects of climate change, in particular, processes associated with an increase in temperature.

Analysis of long-term data and obtaining new data allows us to establish a certain focus on the formation of the structure and functioning of hydroecosystems under anthropogenic pressure against the backdrop of changing climatic factors. An applied and socially significant aspect of these studies are recommendations for using of new hydrobiological approaches in the practice of assessment of the ecological status and ecological potential of various types of water bodies.

When considering issues related to differences in the approaches to assessing the ecological status and ecological potential, it is necessary to take into account the peculiarities of the structure and functioning of techno-ecosystems.

We assume following: from the point of view of the general biotopic structure of the ecosystem, the presence of «techno» elements (water supply constructions, tubes, dams) are quite equivalent to the elements «geo», that is, natural (water, sediments, stones, rocks, vegetation). Although they certainly have their own biotopic features. Technical systems are simple, partial- and extra-causal systems, and oppositely biological systems are complex, fully- and inter-causal systems (Mikhailovsky, 1984). The first ones have a rather limited number of elements, are quite predictable in their behavior, their structure and functions can be described at the element level, their structure is determined externally by humans, and depends on technical aims. The second ones have opposite characteristics. It is obvious that the techno-ecosystem, which consists of various types of subsystems, will have «mixed» properties that will depend on the ratio of the elements of the subsystems.

The ratio of natural and technical elements in the techno-ecosystem depends on its structure. In the cooling system of nuclear power plants with a closed cycle and cooling towers, technical elements

essentially dominate. In a system with a cooling pond, elements that are close to natural ones predominate.

Currently, there is a significant reconstruction of the fundamentals and system of water management, both in Europe and in Ukraine. But these changes does not always happen harmoniously from an ecological point of view. In the documents of the Ukrainian regulatory rules relating to the implementation of the EU Water Framework Directive absent the provision that for heavily modified water bodies, as well as for artificial (including techno-ecosystems) there are not only environmental, but technical targets. Exactly the concept of the techno-ecosystem connect these goals into one set. The absence in the new regulatory documents of the Ministry of Ecology of Ukraine of the concept and term «water body/water object» (lentic or lotic), the presence only the term «surface water masses» (Ukrainian: масив поверхневих вод), leads to the fact that only water masses are considered in isolation from other abiotic elements of the water ecosystems. This is violation of the fundamental principle of the unity of the water ecosystem. The thesis about the possibility of equating highly modified reservoirs with «similar» natural ones is also ecologically unacceptable. Moreover, it is unacceptable for techno-ecosystems. To evaluate them according to the principle of comparison with the «standard» reference, it is necessary to develop such a set of both environmentally and technically acceptable conditions that would allow obtaining adequate estimates.

The growing scale and role of techno-ecosystems (as well as agro-and urban-ecosystems) sets the task of typing them, developing principles and methods of control. It is necessary to consider the following provisions and principles. Techno-ecosystems are not fundamentally different from natural ones, their biotopic structure is only supplemented by anthropogenic elements, which, however, can substantially replace natural ones. At the same time, techno-ecosystems are created to perform certain tasks, therefore, when evaluating of their potential should take into account not only environmental objectives (minimizing their impact on other ecosystems and human), but also technical ones. In practice, we are talking about the provision of environmental and techno-ecosystem services. This target bifurcation determines the differences in the approaches to natural and anthropogenic ecosystems in their assessments. For techno-ecosystems, thus, the range of ecosystem services is greatly expanded. On the basis of this, a mechanism should be developed for assessing their ecological, or rather, environmental and technical potential, optimization and management.

We proposed a principle approach and an original methodology for assessing the ecological potential of NPP techno-ecosystems (Protasov et al., 2019). Testing this technique on the data obtained during the study of the Khmelnytsky NPP techno-ecosystem (Techno-ecosystem..., 2011) showed satisfactory results that more closely correspond to the general concept of assessing of the environmental potential of this type of water bodies. However, using of the methodology to assess the potential of another nuclear power plant, in particular the South Ukrainian NPP, led to certain difficulties. The problems are related with the definition of environmentally and technically acceptable conditions (ETAC) for this techno-ecosystem. Features of the geochemical region and conditions of operating of nuclear power plants are determined in this techno-ecosystem by ETAC, which formally fall into the area of unsatisfactory indicators. This question requires further research and further development. However, we can already conclude that, in fact, there is a gradient structure of ecosystems: from natural, not disturbed by humans, to techno-ecosystems among which there are also techno-ecosystems with varying degrees of anthropogenic impact. Thus, the separation of ecosystems to assess their condition only into two types – natural and human disturbed – was insufficient, since there is a certain gradient structure.

REFERENCES

Afanasyev S.O. Problems and progress of investigations of hydroecosystems' ecological state in view of implementation of EU Environmental Directives in Ukraine. – *Hydrobiol. J.* – 2019. – Vol. 55, Iss. 2. – P. 3–17.

Mikhailovsky G.E. Specificity of ecological systems and problems of their study // Zhurn. obsch biol. – 1984. – Vol. 45, N 1. – P. 66–77. (in Russian)

Protasov A. A., Sylaieva A. A., Novoselova T.N. Assessment of ecological potential: the search of constructive approaches / Ocena potencjalu ekologicznego: poszukiwanie konstruktywnych podejsc // Ochrona i rekultywacja jezior. – Torun: Wyd. Naukowe w Toruniu, 2019. – P. 87–99.

Techno-ecosystem of NPP. Hydrobiology, abiotic factors, environmental assessments / Ed. A.A.Protasov. – Kiev, 2011. – 234 p. (in Russian)

Uzunov Y.I., Protasov A.A. The concept of ecosystem services in application in aquatic ecosystems // Hydrobiol. J. – 2019. – Vol. 55, Iss. 1. – P. 3–17.

BENZENE PHOTODESTRUCTION USING TI-CONTAINING CATALYSTS ON METALLIC SUPPORTS

Sanzhak O.V.¹, Brazhnyk D.V.¹, Goncharov V.V.², Zazhigalov V.A.¹, Azimov F.A.¹

1 Department of Heterogeneous Catalytic Oxidation Processes, Institute for Sorption and Problems of Endoecology NAS of Ukraine, General Naumov Str., 13, Kyiv-03164, Ukraine.

E-mail: Sanzhakalena@bigmir.net

2 State Establishment, Lugansk State Medical University, Budivelnikiv Str., 32, Rubizhne-93012, Ukraine

Very important problem nowadays is the industrial wastewater purification. Aromatic hydrocarbons (phenol and benzene, in particular) are the most common pollutants. Photocatalysis is one of the environmental friendly technologies for the reprocessing of toxic pollutants directly under the influence of solar radiation. It is known that titanium dioxide is one of the most studied and active photocatalyst. The main disadvantage of this catalyst is adsorption only UV-irradiation (i.e., wavelength < 388 nm). For the purpose of activity shift to the visible radiation range the intensive researches on TiO₂ doping by various elements including nitrogen are carried out. On the other hand the use of TiO₂ in the form of fine powder is a technological drawback. The solve of this problem may be related to the use of various supported TiO₂-containing catalysts. Synthesis of the supported on Aluminium foil and AISI 321 stainless steel foil (thickness 80 μm) composites was carried out by low temperature ion implantation method. Ti was used as an implant. The cathode sputtering of the target (Ti) was carried out by N₂ ions. The energy of implantation is 20 keV at a dose of 5x10¹⁷ ions/cm². The obtained samples were calcinated on air in the temperature range of 200-400 °C. The surface composition and the effect of calcination temperature were characterized by XRD, SAXS, SEM, AFM, and XPS. It was shown that as a result of ion implantation of Ti on the surface of a stainless steel, a nanosized layer of the implant is formed, in the form of amorphous composition consisting of oxide, nitride and titanium oxynitride. Hypothesis of active phases on the surface of support is expressed, which ensures its high activity in the reaction of photodegradation of an gaseous benzene under UV and visible light irradiation.

Photocatalytic properties

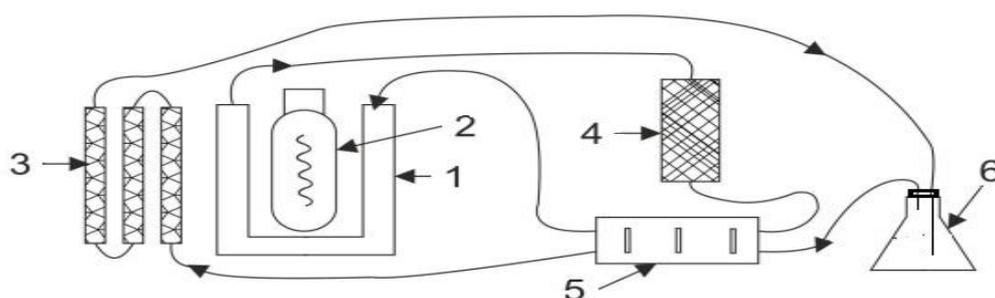
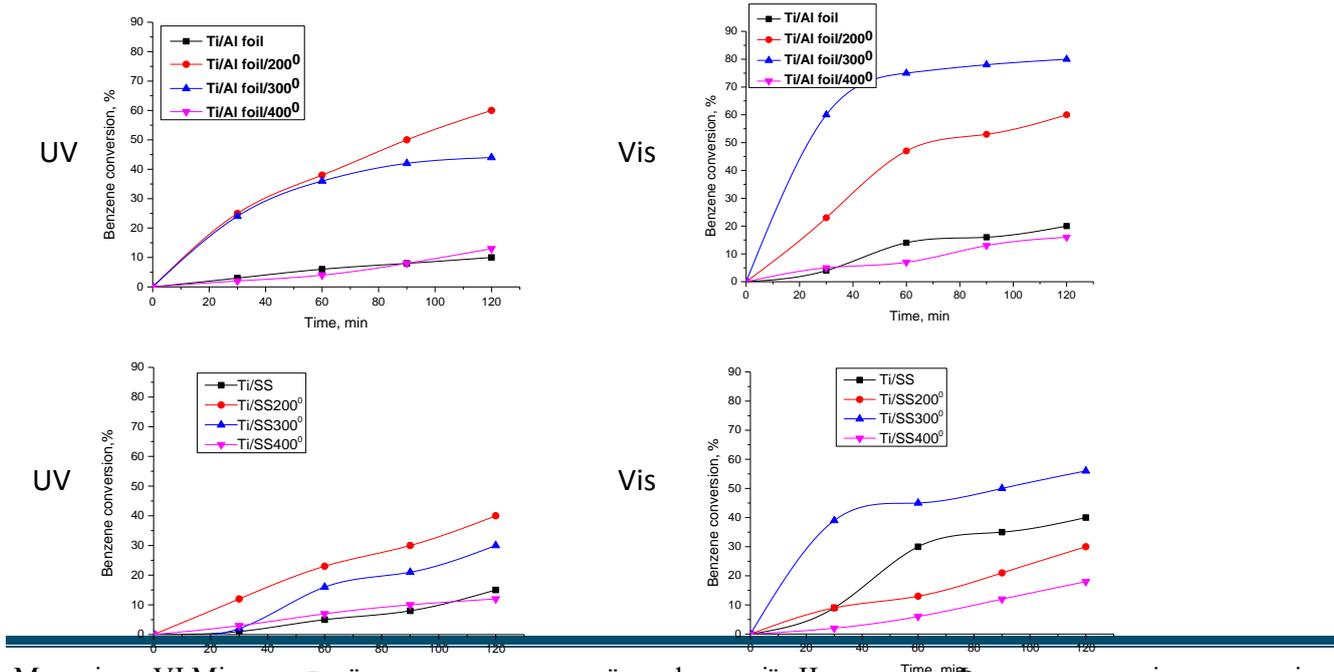


Figure 1. The photocatalytic installation for gaseous mixtures: 1 – cooling jacket, 2 – irradiation source (UV- or VIS-lamp), 3 - system of the catalyst filled quartz tubes connected in series, 4 – cooling water, 5 – peristaltic pump, 6 – gas mixture with pollutant

The activity of synthesized samples was determined in the reaction of photodegradation of gaseous benzene (130 threshold limit values (TLV)). The high pressure mercury or sodium lamps were used as a source of radiation. The reaction products were analyzed with a SelmiChrom-2 gas chromatograph equipped with a FID on a stainless steel column (length 1 m, diameter 3 mm) filled with Porapak Q. The presented results show that the activity of practically all synthesized samples at both UV irradiation and visible light irradiation is observed. In the case of UV-irradiation samples after treatments at 200 and 300°C have the maximum activity. At visible light irradiation the most active catalysts are the initial implanted sample Ti/SS and Ti/SS300, Ti/Al foil200 and Ti/Al foil300. Further temperature treatment reduces the catalyst photoactivity. Those kinds of changes in samples activity can be explained with influence of temperature on the ratios between nitride, oxynitride and oxide phases of the titanium. The thermal treatment leads to TiO₂ phase formation and it has negative effect on samples properties. According SEM data an increase of the treatment temperature leads to the subsequent agglomeration of the part of supported titanium layer with formation of new spherical particles.

Photodegradation of gaseous benzene



1. Zazhigalov V. O. The Formation of Nanoscale Coating on the 12Cr18Ni10Ti Steel During Ion Implantation / V. O. Zazhigalov, V. V. Honcharov. // *Metal Physics and Advanced Technologies*. – 2014. Vol. 36, №6. – P. 757–766.
2. Thompson T. L. Surface Science Studies of the Photoactivation of TiO₂ - New Photochemical Processes / T. L. Thompson, J. T. Yates. // *Chem. Rev.* – 2006. – Vol. 106, №10. – P. 4428–4453.
3. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends / [S. Malato, P. Fernandez-Ibanez, M. I. Maldonato etc.]. // *Catalysis Today*. – 2009. – Vol. 147, №1. – P. 1–59.

THE INFLUENCE OF TiO₂ MODIFICATION ON ITS ADSORPTION AND PHOTOCATALYTIC PROPERTIES

Shapovalova M.V.^{1}, Khalyavka T.A.¹, Shcherban N.D.²,
Camyshan S.V.¹, Permyakov V.V.³, Shcherbakov S.N.⁴*

¹ *Institute for Sorption and Problems of Endoecology, NAS of Ukraine, Ukraine, Kyiv*

² *L.V. Pisarzhevsky Institute of Physical Chemistry, NAS of Ukraine, Ukraine, Kyiv*

³ *Institute of Geological Sciences NAS of Ukraine, Ukraine, Kyiv*

⁴ *M.G. Kholodny Institute of Botany NAS of Ukraine, Ukraine, Kyiv*

* bondarenko_maryna@ukr.net

Titanium dioxide is widely used in photocatalysis in particular for the destruction and mineralization of organic and inorganic pollutants. It is a cheap and non-toxic catalyst. The main factor controlling photoactivity of titanium dioxide is the high degree of recombination of photogenerated electrons and holes. But the electron-hole pair can also have an average lifetime that is sufficient for diffusion to the surface of the particles. This enhance photon absorption and increase the number of electron-hole pairs. On the other hand, the lifetime of an electron-hole pair can be affected by the number of recombination sites on the photocatalyst, which can be various impurities, defects of the crystal structure etc. Recently, great attention has been focused on the development of efficient catalysts based on TiO₂ and non-metal as dopants for the degradation of organic pollutants in aqueous medium.

In the current research, we synthesized a row of nanocomposites based on titanium dioxide, carbon and sulfur (TiO₂, C/TiO₂, S/TiO₂ and C/S/TiO₂) with different content of dopant (C or S). Photocatalytic activity of nanocomposites was evaluated through the degradation of cationic dyes Safranin T and Rodamin B under UV and visible irradiation, as model reactions. These dyes are stable in the environment.

The nanocomposites were characterized by X-ray diffraction, scanning electron microscopy, energy-dispersive spectrometry, transmission electron microscopy, Brunauer–Emmett–Teller and Barret–Joiner–Halenda methods, UV-vis diffuse reflection spectroscopy, Fourier transform infrared spectroscopy.

The content of anatase in our samples significantly exceeds the content of rutile. The shape of the peaks confirms the high crystallinity of the samples. The pure TiO₂ has an average particle size of 14 nm and it is decreased for composites up to 6-9 nm, which means that C and S additives inhibiting grain growth of TiO₂.

Analysis of nitrogen adsorption–desorption isotherms obtained at 77K for the synthesized samples shows the presence of a hysteresis loop. It was established that for all samples nitrogen sorption isotherms belong to type IV in accordance with IUPAC classification with H2 type of hysteresis loop, indicating that mesopores are present in the synthesized samples. It was found, that the specific surface area of nanocomposites is increased in 2-3 times compared with TiO₂. The absorption edge of composites is shifted to a shorter wavelength as compared with pure TiO₂, which is connected with a decreases in the optical band gap.

The composites showed higher activity compared to the pure TiO₂ under UV and visible irradiation. It was found the direct proportional dependence of the dye degradation rate and their adsorption value. The highest photocatalytic activity is observed at a powder concentration of 2 g/l and pH – 6-8. The activity of the photocatalysts was diminished after five use cycles. This decrease is related to losses of the photocatalyst during the experiment and blockage of the active sites by the reaction products.

So, the synthesized porous nanocomposites exhibited good photocatalytic activity compared to pure TiO₂ due to their highest specific surface, developed porous structure. It provides higher-efficiency transport for the reactant molecules, appearance of lattice defects and heterojunctions between the phases. It promotes the charge separation and increase their lifetime, thereby complicating the charge recombination

УДК 676.14

THE INFLUENCE OF THE USE OF OXIDE-ORGANOSOLVENT SPENT LIQUOR ON THE QUALITY OF PULP FROM STRAW

*PhD student Sokolovska N.V., MSc student Konotopchik A.V.,
Ph.D. Trembus I.V.*

*Department of Ecology and Plant Polymers Technology
National Technical University of Ukraine*

"Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, Ukraine, E-mail: nina_sokolovska@ukr.net

One of the main reasons for the research and introduction of cooking of non-wood vegetable raw materials using peroxyacids and alcohol into the production is the simple regeneration of components of a cooking solution. Ethyl alcohol from spent liquors is recovered by vacuum distillation. The possibility of almost complete use of components – lignin and carbohydrates – from the spent liquor is attractive in these methods of delignification [1]. It is also known that the composition of spent liquors depends on the cooking conditions and the yield of fibrous intermediate products (FIP) from vegetable raw materials [1].

Therefore, the purpose of the study was to investigate the composition of spent liquor obtained after cooking of wheat straw in the system "acetic acid – hydrogen peroxide – ethyl alcohol", namely after the first stage – impregnation of the straw chop and possibility of its reuse [2-3].

According to the results of complex studies, a straw fiber semi-finished product was obtained with a yield from 75 to 51% and residual lignin content from 5.5 to 1.3% by weight of abs. dry. raw

materials. The analysis of the spent liquor showed that the concentration of peroxyacetic acid in the spent solution, which was formed after impregnation of wheat straw with a solution of hydrogen peroxide in acetic acid, varies from 4.6 to 3.7%, and the concentration of hydrogen peroxide varies from 7.4 to 6.6 % depending on the processing time (60 to 180 min). It is known [1], that during so-called hot preparation of peroxyacetic acid its maximum concentration is in the range 5.8 – 6.4%, so it is advisable to reuse the resulting solution for the impregnation of vegetable raw materials. The effect of different amount of spent solution on the quality indices of the obtained straw pulp was investigated in this research, the amount of liquor varied from 5 to 30%. The results of the studies are shown in the figure.

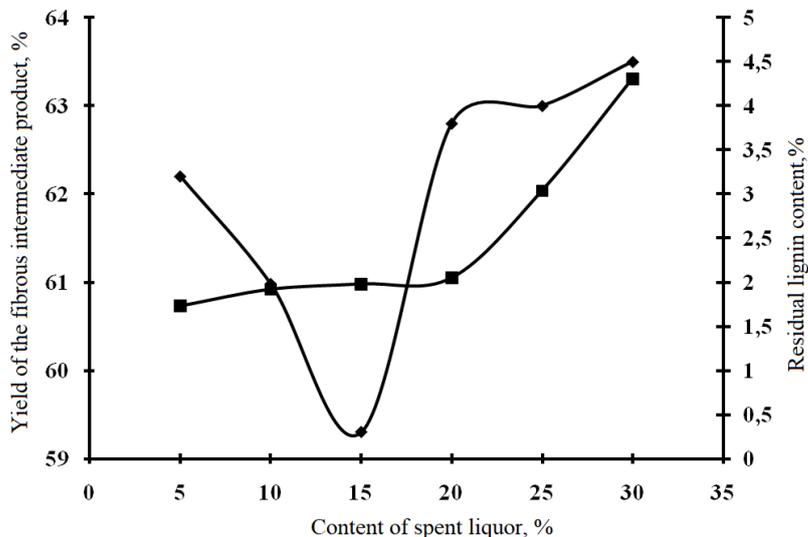


Figure – Dependence of quality of straw pulp on the content of spent liquor in the process of impregnation of wheat straw with a solution of hydrogen peroxide in acetic acid

From the data shown in the figure, it can be seen that the increase in the liquor content in the cooking solution initially leads to a slight decrease in the FIP yield (from 1.3 to 2.9%), while the residual lignin content remains almost unchanged.

It should be noted that this tendency of changes in the quality indicators of FIP is observed with the spent liquors content of up to 10%. Further increase in the amount of spent solution leads to the increase of residual lignin content in the obtained straw pulp at 2.6%. Therefore, the addition of spent solution in the amount of up to 10% does not significantly impair the pulp quality, but helps to reduce its cost and partially solves the issues of spent liquor regeneration and reduction of harmful emissions into the water bodies.

In addition, there were determined the physico-mechanical characteristics of straw pulp obtained using spent liquors. The results of the studies are shown in the table.

Table – Strength indices of straw fibrous semi-finished products obtained with the use of spent liquors

Amount of liquors, %	Breaking length, m	Tearing resistance, mN	Bursting strength, kPa
0	8690	261	170
5	8600	246	160
10	8300	232	150
15	5240	137	60

The obtained results indicate that the increase of spent liquor content in the cooking solution does not lead to significant reduction of the physico-mechanical indicators of FIP as well as indicators of yield and residual lignin content, compared with the values obtained in the process of wheat straw cooking without the addition of liquors. Though this tendency is observed only with the addition of spent liquor at the level of up to 10%.

It should be noted that by analyzing the data above, one can conclude that the addition of spent liquor to the fresh cooking solution in the amount of up to 10% does not significantly impair the pulp quality, but contributes to its cost reduction, and especially leads to the reduction of harmful emissions into the nearby water reservoirs.

References:

1. Ву Куок Бао. Получение бленой целлюлозы из древесины осины в системе перуксусная кислота – изобутиловый спирт – вода: автореф. ... канд. техн. наук., "Санкт-Петербургская лесотехническая академия", Санкт-Петербург, 1995, с. 45.
2. Edel R. M., Brunow G. Reactions of β -aryl ether lignin model compounds under formic acid and peroxyformic acid pulping conditions // The Intern. Symp. on Wood and Pulping Chemistry. – Raleigh, -NC, -USA, May 22–25, 1989. Proceedings.
3. Barbash V., Trembus I., Alushkin S., Yashchenko O. Comparative pulping of sunflower stalks // Scientific Journal «ScienceRise». – 2016. - №3/2(20), P. 71-78.

ELECTROCHEMICAL MEMBRANE PROTECTION DURING DESALTING HIGH-MINERALIZED WATER

H. S. Stolyarenko¹, Azizov R. O.², Tupitsky B.I.¹

¹*Cherkasy State Technological University, e-mail: radikal@ukr.net*

²*M.S.Osimi Tajik Technical University*

Using marine and underground mine water, one of the main water treatment problems is mineral and biological deposits during demineralization by membrane technologies.

Each of the demineralization methods has both positive and negative quality indicators.

New developments offer comprehensive multi-stage water treatment schemes with the processing of concentrated brines. The most complex unit of the salt extraction technology is the reduction of the content of CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- ions from 25000 to 1000 mg / dm³.

These processes are very laborious and energy intensive. In addition, such methods as electro dialysis, reverse osmosis, sodium cationization are economically feasible for mineralization of 1000-100 mg/dm³ and lower.

Thus, the urgent task is to create a technology and apparatus for the primary demineralization of highly mineralized mine water with minimizing energy costs.

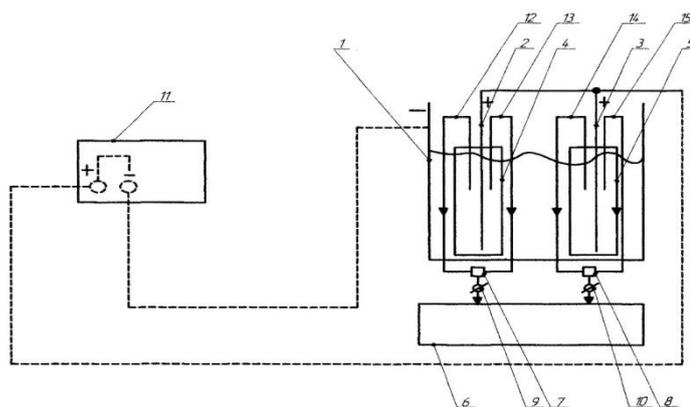
The aim of the work is to study the process of demineralization and disinfection by the method of electroactivation and to develop an apparatus for the comprehensive treatment of sea and mine water to prepare for the final demineralization of water by membrane methods.

Electrochemical activation is a physicochemical process, a combination of electrochemical and electrophysical effects on water in the space discharge zone on the surface of electrodes. At the cathode, due to an increase in the concentration of OH^- ions, a 70-80% current efficiency is achieved, for example, to reduce the hardness of water, iron cations, and other heavy metals.

The presence of a chlorine ion leads to the formation of a number of oxygen-containing chlorine ions by known mechanisms of electrode reactions in the anode region. Hypochlorite ion leads to effective disinfection of water. The decrease in the concentration of organic compounds is associated with the adsorption and coprecipitation of hydroxides on colloidal particles in the cathode region and with the partial oxidation of dissolved organic substances by a hypochlorite ion and coprecipitation on iron hydroxide in the anolyte, which simplifies the water treatment technology. It consists in separate separation of precipitation and further mixing of catholyte and anolyte.

Effectiveness research was carried out of the method of electroactivation, and also determined the dependence of the parameters of the electrochemical effects on the composition of marine and underground mine water.

We get a graphical dependence of the degree of groundwater treatment on various parameters (current strength, voltage, distance between electrodes, time of electroactivation, sampling of acidic water), their analysis and conclusions regarding the use of the electrochemical activation process to prepare water with a reduced probability. to the stage of membrane desalination.



1 - electroactivator body (cathode) 2, 3 - electrodes (anodes) 4,5 - canvas bags for electrodes; 6 - capacity for anolyte; 7, 8 - pumps; 9,10 - cranes for the selection of anolyte; 11 - power supply; 12, 13, 14, 15 - pipes for the selection of anolyte and catholyte.

Figure 1. Diagram of a laboratory installation for water purification by electroactivation.

Table 1. The results of demineralization of underground water mine Donetsk basin by electroactivation

Name of water quality indicator	Research results		
	Source water	After cleaning method electroactivation	Power purification%
Dry residue, mg/dm ³	9806	4665	52,4
Sulphates, mg/dm ³	450	270	40
Chlorides, мг/дм ³	2958	700	76,3
Total stiffness, мг/дм ³	43,8	20,5	53,2

The process of demineralization of sea water from the Tiligul estuary in the Odessa region was studied (Table 2). on a bench installation. This process is directly related to the water source for Odessa Port Plant, where membrane technologies are used in the water treatment scheme for production. The optimal conditions for electroactivation are established, changes in the chemical properties of sea water after electroactivation are determined, the feasibility of using this pre-treatment method for the stable operation of ultrafiltration and reverse osmosis systems over a long period of operation is proved.

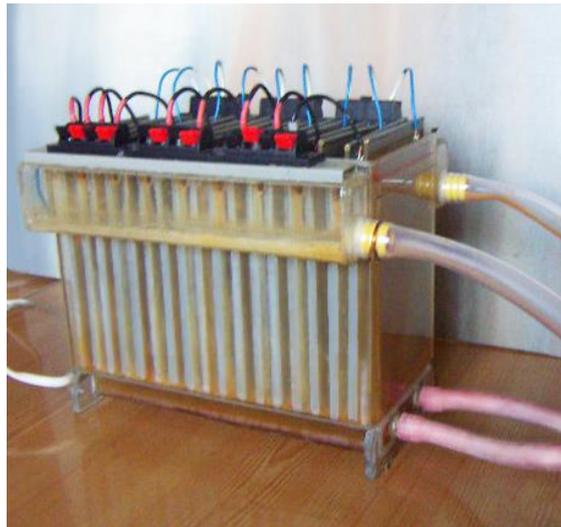
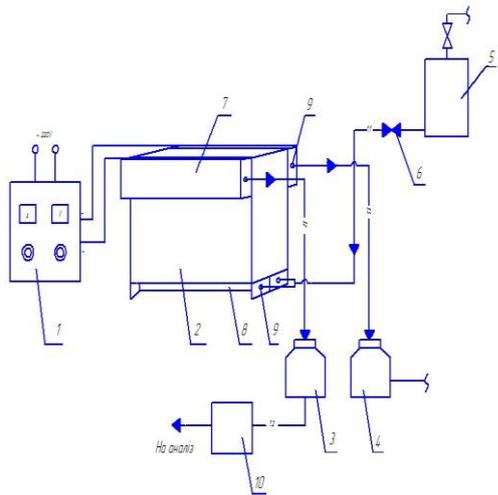
A continuous apparatus with electrodes of a special design (steel cathodes and ORTA-anodes) was developed for research.

Table 2. The degree of water purification of the Telegul estuary (current density 1.0 - 1.5 A/dm², the amount of electricity in the experiments (in kWh /m³): No. 1 - 5.5, No. 2 - 7.8.)

Indicators, mg/dm ³	% purification		
	Source	Experience 1	Experience 2
Salinity	7228.6	50,64	59,39
Hardness mEq/dm ³	77,31	67,21	74,15
Oxidation mgO ₂ /dm ³	14,0	78,40	80,10
Sulphates	1072,4	54,89	56,22
Chlorides	867	58,61	58,99
Bicarbonate	341	81,60	87,00
Ca ²⁺	370	69,50	70,45
Mg ²⁺	715	58,12	60,11

In the process of purifying sea water in one pass through the electroactivator, the content of heavy metals decreases by 85-96%; organic compounds decreases by 58-65%, microorganisms decreases by 89-94%. Electricity consumption amounted to 7-10 kW·h/m³. Residual active chlorine after mixing catholyte and anolyte maintains membranes in a pure form without calcination and biological deposits for a long time.

The equipment and technology for rational use of the process for preliminary demineralization of water have been developed and proposed.



1 - power supply; 2 - main capacity; 3 - capacity for catholyte; 4 - capacity for anolyte; 5 - container with test water; 6 - tap 7 - a chamber for water drainage; 8 - a chamber for supplying water; 9 - fitting; 10 - anolyte sump.

Figure 2. Scheme of the bench setup for electrochemical activation

Figure 3. Photo of a flow-through bench electric activator.

Thus, the present work has confirmed that this method of purification is a universal method for the prevention of calcification (sulfate deposits), biofouling and demineralization, which can be effective for water purification technology using ultrafiltration and reverse osmosis.

References

1. Bahir V.M. Electrochemical activation: Inventions, technique, technology / V.M. Bahir - M.: Delfin Aqua, 2014.-512 p.– ISBN 978-5-9904688-3-2
2. Nelson L. Nemerow Environmental Engineering: Water, Wastewater, Soil and Groundwater Treatment and Remediation [Sixth Edition] [Edited] / by Nelson L. Nemerow, Franklin J. Agardy, Patrick Sullivan, and Joseph A. Salvato – John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, 2009 by. – 384 p. – ISBN: 978-0-470-08303-1
3. Yakovlev S. V., Krasnoborodko I. G., Rogov V. M. Technology of electrochemical water treatment / S. V. Yakovlev, I. G. Krasnoborodko, V. M. Rogov - L. Stroyizdat. Lening. Department, 1987 .-- 312 p., ill. - ISBN 5-274-00174-2

ALGAE – A SOURCE OF INFORMATION ON CONTAMINATION OF SURFACE WATERS WITH HEAVY METALS

P. Świsłowski, M. Rajfur

*Institute of Environmental Engineering and Biotechnology, University of Opole, Opole, Poland,
swislowski@gmail.com, mrajfur@o2.pl*

Abstract: The aim of the study was active biomonitoring of pollution of the Janow water reservoir (Swietokrzyskie Province) with selected heavy metals: Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb. The water reservoir is fed by the waters of the Czarna Konecka river. Local water monitoring was carried out with the use of marine algae *Palmaria palmata*, which were exposed at 13 measurement points. After the exposure time, heavy metals in algae were determined by atomic absorption spectrometry (F-AAS). Determined *Relative Accumulation Factors (RAF)* for exposed algae samples indicate heterogeneous contamination of the reservoir waters with the examined analytes, especially cadmium. The results also indicate good accumulation properties of marine algae *Palmaria palmata* and their use in surface water biomonitoring.

Keywords: marine algae *Palmaria palmata*, biomonitoring, *Relative Accumulation Factors (RAF)*

THE USE OF AHP METHOD FOR SELECTION OF WASTEWATER TREATMENT SYSTEM IN AREAS OF DISPERSED SETTLEMENT

Joanna Szulżyk-Cieplak¹, Grzegorz Łagód², Jacek Zaborko²

¹Faculty of Fundamentals of Technology, Lublin University of Technology, Nadbystrzycka 38, 20-618 Lublin, Poland, e-mail: j.szulzy-cieplak@pollub.pl

²Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, Poland, e-mail: g.lagod@pollub.pl, jzaborko@gmail.com

According to the Central Statistical Office data, in 2018, the rural areas, constituting 93% of Poland's area, were inhabited by 15.3 million people, i.e. 39.5% of the country's population. About 70% of the population used the sewerage network, including 90% of the population from cities and only 40% of rural residents. The level of sewerage system development in the rural areas of Poland indicates the large negligence in this regard. The fundamental problem with building a sewerage system in rural areas is the necessity of constructing and operating numerous small wastewater treatment plants or constructing extended systems of collection and transportation that would supply wastewater to a collective treatment plant. Due to relatively small number of inhabitants they serve, the above-mentioned solutions are economically inefficient. Therefore, it is rational to use individual wastewater treatment systems.

In non-sewerage areas, the sewage collection in cesspits is the dominant solution. However, in many cases, the used cesspits are leaking, and the effluent collected in such systems are removed out of control and possibly end up in the soil or groundwater without purification required by law, which in turn poses a serious threat to the environment and health of local people. Household wastewater treatment plants are an alternative for individual systems for collecting and treating sewage.

There are many solutions available for household wastewater treatment plants differing in the technology used. The choice of the best option is a decision problem based on many criteria. Considering the unevenness of streams and pollutant loads in the inflow, wastewater treatment plants with an infiltration drainage system, sand filter, trickling filter and constructed wetlands are characterized by good resistance. Out of these, the system of infiltration drainage is the least expensive, but it is also the worst because of the threat to the aquatic environment. This solution also requires the largest built-up area. Additionally, sand filter treatment plants or constructed wetlands take up a lot of space. In the case of small plots, the best choice is a trickling filter or activated sludge treatment plant. However, the trickling filter systems are usually characterized by lower purification efficiency at variable flows, and those with sludge require frequent monitoring by a qualified worker. Due to the sensitivity to the changes in the sewage properties, activated sludge is not applicable to facilities with seasonal or uneven inflow.

The hierarchical problem analysis (AHP) method, also known as the Saaty method, is one of the best-known multi-criteria decision support methods in the world (Saaty, 1972). Saaty proposed using this method in many areas to facilitate optimal choices when a decision maker has more criteria to evaluate different decision options (Saaty, 1980). The advantages of the AHP method, such as flexibility, transparency and ease of use, objectivity of variant selection, the ability to compare both qualitative and quantitative factors, contribute to its high popularity and wide application, both in scientific research and solving decision problems (Saaty, 2008), including environmental engineering (Hokkanen et al., 1997; Karimi et al., 2011; Mucha et al., 2015).

Four variants of household wastewater treatment plants were selected for multi-criteria comparative analysis: system with infiltration drainage, a trickling filter, activated sludge and a hydrophitic treatment plant. The proposed methodology allowed for an objective assessment and selection of the solutions of individual wastewater treatment system in the areas of dispersed settlement.

1. Hokkanen J, Salminen P., 1997, Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis, *European Journal of Operational Research*, 98, p.19–36
2. Karimi A.R, Mehrdadi N, Hashemian S.J., Nabi Bidhendi G.R., Tavakkoli Moghaddam R., 2011, Selection of wastewater treatment process based on the analytical hierarchy process and fuzzy analytical hierarchy process methods, *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(2), p.267–280
3. Mucha Z., Generowicz A., 2015, The choice of disposal system and wastewater treatment with the use of multi-criteria analysis, 2015, *ACTA UNIVERSITATIS NICOLAI COPERNICI, EKONOMIA XLVI*, 2, p.259–269
4. Saaty T.L, 1972, An eigenvalue allocation model for prioritization and planning, *Energy Manag. Policy Center, Univ. Pennsylvania*, p.28–31
5. Saaty T.L., 1980, *The Analytic Hierarchy Process: Planning. Priority Setting. Resource Allocation*, McGraw- Hill, New York International Book Company, New York
6. Saaty T.L., 2008, Decision making with the Analytic Hierarchy Process *International Journal of Services Sciences*, 1(1), p. 83-98

WATER RESOURCE MANAGEMENT IN THE CONTEXT OF SAFETY OF EXISTENCE AND HUMAN ACTIVITY. GLOBAL OR REGIONAL PROBLEM?

GOSPODAROWANIE ZASOBAMI WODY W KONTEKŚCIE BEZPIECZEŃSTWA EGZYSTENCJI I DZIAŁALNOŚCI CZŁOWIEKA. PROBLEM GLOBALNY CZY REGIONALNY?

Tomaszewski Janusz

University of business and administration in Gdynia

j.tomaszewski@wsaib.pl

The article attempts to define the essence of managing the Earth's primary resources, with particular emphasis on the hydrosphere. According to the subjective criterion, attention was drawn to the links between economic security and ecological security, which is the foundation - a guarantee of human activity. Global, regional and local related problems were pointed out with the acquisition and development of water resources. In this context, examples of the Polish Humanitarian Action (PHA) initiatives and the experience of the international "Generation Balt" program, covering the problems of managing these resources of the Baltic Sea Basin, were used. Attention was also paid to local government concepts of water use and environmental protection.

W artykule podjęto próbę zdefiniowania istoty gospodarowania pierwotnymi zasobami Ziemi, ze szczególnym uwzględnieniem hydrosfery. Zgodnie z kryterium przedmiotowym zwrócono uwagę na związki bezpieczeństwa gospodarczego z ekologicznym, stanowiącym fundament - gwarancję działalności człowieka. Wskazano na globalne, regionalne oraz lokalne problemy związane z pozyskiwaniem i zagospodarowaniem zasobów wody. W tym kontekście posłużono się przykładami inicjatyw Polskiej Akcji Humanitarnej (PAH) oraz doświadczeniami międzynarodowego programu „Generation Balt”, obejmującego problemy zagospodarowania owych zasobów w Basenie Morza Bałtyckiego. Zwrócono również uwagę na samorządowe koncepcje wykorzystania wody oraz ochrony środowiska naturalnego.

BIOACTIVE POTENTIAL OF APRICOT POMACE: A POSSIBLE USE OF AN AGRICULTURAL WASTE

^aVictoria Vorobyova, ^aInna Trus, ^bDenisyk Ivanna, ^cSkiba Margarita

*^aNational Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv,
Ukraine. Ave Peremogy 37, Kiev, 03056 Ukraine.*

^bUniversity of Córdoba, Avd. Medina Azahara, 514071 Córdoba

^cUkrainian State Chemical-Engineering University, Dnipro, Ukraine.

In the present work we report the physicochemical properties of apricot pomace of an agroindustrial waste of Apricot fruit. The field of application of plant extracts is very diverse. Phytochemicals/"green" organic compounds can be used for the green synthesis of nanomaterials [1], as corrosion inhibitors [2], to create nanoemulsions. The stability of different extracts from the same material depends on the extraction solvent used for removal of the polyphenolic compounds, and it is apparent that extracts from the same plant material may vary widely with respect to their antioxidant

concentrations and activities. Different extraction solvents have been investigated for the extraction of “green” organic compounds from wastes. The solvent properties present, undoubtedly the key role in the extraction of «green» organic compounds. Our work is the first approach for studying each group to secondary metabolites separately and investigating if there is a correlation between the composition of the extracts and the AgNPs synthesis features. At the same time there is a lack of information to compare, the effects of different solvents on the composition profiles and physicochemical properties of the apricot pomace. GC–MS analysis gives an idea about the phytochemical constituents present in extracts of apricot cakes. According to the obtained chromatographic-mass spectral analysis data, the composition of propan-2-ol extract of dry pomace of apricot contains 38 individual components present in an amount of more than 0.54 %. All of them are known compounds and are easily identified by mass spectrum and linear retention indices. The main components are aldehydes: hexanal (1.32 %), (E)-2-hexanal (3.10 %), (Z)-2-heptenal (3.65 %), heptanal (2.18 %), 2-phenylacetaldehyde (1.29 %), β -cyclocitral (5.17 %), (E,E)-2,4-decadienal (3.65 %), also ketones: 2-hexanone (1.03 %), 3-hexanone (0.54 %). The class of alcohols is presented by (Z)-3-hexenol (0.76 %), (E)-2-hexenol (1.87 %), hexanol (5.67 %). In a minor amount, the extract contains esters, such as (E)-2-hexenyl acetate (2.78 %), (Z)-3-hexenyl butanoate (1.51 %), hexyl hexanoate (2.12 %). The extract of apricot pomace contains an increased content of terpene alcohols: linalool (3.06 %), α -terpineol (5.98 %), nerol (3.02 %), geraniol (8.54 %), isoborneol (1.03 %), nerolidol (8.54 %), farnesol (1.38 %) and others. These compounds represented over 18 % of the total volatiles in apricot pomace. TPC of the apricot pomace extracts ranged from 33.1 GAE/100 g (fw) to 51.3 GAE/100 g (fw). The amounts of phenolic compounds in the ethanol extract were highest. The total flavonoid (TFC) content of these extracts was determined. The EtOH/2-propanol APE also had the highest TF content, followed by EtOH APE and 2-propanol APE (Table 2). No linear correlation was observed between solvent polarity and TPC. The total antioxidant activity of EtOH /2-propanol APE is 440.86 ± 2.63 mg of AsA/g of the extract.

References

1. Barros, L., Baptista, P., & Ferreira, I. C. F. R. Effect of *Lactarius piperatus* fruiting body maturity stage on antioxidant activity measured by several biochemical assays. *Food and Chemical Toxicology*, 45, 2007, 1731–1737.
2. Vorobyova, V., Chygyrynets O., Skiba M., Kurmakova I. Self-assembled monoterpenoid phenol as vapor phase atmospheric corrosion inhibitor of carbon steel. *International Journal of Corrosion and Scale Inhibition*, 2017, 6 (4), 485-503.

WYKORZYSTANIE KOMPUTEROWEGO WSPOMAGANIA PROJEKTOWANIA PRZY OPRACOWYWANIU DOKUMENTACJI TECHNICZNEJ ORAZ INSTRUKCJI SERWISOWYCH BIOREAKTORÓW

Jacek Zaborko¹, Joanna Szulżyk-Cieplak², Grzegorz Łagód¹

¹ *Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 40B, 20–618 Lublin, Polska, email: jzaborko@gmail.com*

² *Wydział Podstaw Techniki, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 38, 20–618 Lublin, Polska.*

W nowoczesnym zakładzie przemysłowym żaden z procesów technologicznych nie może obejść się bez wykorzystania komputera i dedykowanego oprogramowania do projektowania części przeznaczonych do budowy różnego typu urządzeń i instalacji. Narzędzia z grupy komputerowego wspomaganie projektowania dają szereg możliwości pozwalając na to, by oprócz wygenerowania dokładnego trójwymiarowego modelu bioreaktora, sporządzić również dokumentację techniczną

przeznaczoną do jego budowy w skali laboratoryjnej lub technicznej. Odzworowanie geometrii obiektu, np. oczyszczalni ścieków w której zostaną osadzone projektowane bioreaktory i zasymulowanie pracy urządzeń ciągu technologicznego w celu sprawdzenia poprawności ich działania, pozwala na uniknięcie konsekwencji związanych z ewentualnymi nieprawidłowościami w funkcjonowaniu projektowanej oczyszczalni. Cyfrowe prototypowanie umożliwia także przeprowadzenie analiz pod kątem kolizji mogących wystąpić w trasowaniu przewodów lub podczas współdziałania poszczególnych, mechanicznie zależnych elementów składowych, ruchomych części urządzeń. Na skutek pracy opisywanego oprogramowania zmiany dokonywane w modelu 3D zostają automatycznie nanoszone w szkicach przygotowywanej dokumentacji technicznej urządzenia. Choć modelowanie obiektu w przestrzeni trójwymiarowej wymaga większych nakładów czasowych niż w wypadku rysunków 2D, to przekłada się to na większe możliwości wykorzystania modelu. Za pomocą modelowania i symulacji, jeszcze na etapie projektowania, można wykryć i poprawić błędy, np. wynikające z nieprawidłowego ułożenia przewodów lub dobrać nowy materiał konstrukcyjny, gdy projektant stwierdzi niedostateczną wytrzymałość obecnego. Na jakość i szybkość pracy projektantów i konstruktorów ogromny wpływ mają również zaimplementowane w programach do komputerowego wspomaganie projektowania funkcjonalności pozwalające na odtworzenie rzeczywistych warunków panujących w urządzeniu, ich analizy oraz wykonywanie raportów. Wykorzystanie modelowania ma także uzasadnienie ekonomiczne, ponieważ wstępne testowanie większej liczby nowych konstrukcji tylko na drodze obliczeniowej eliminuje konieczność przeprowadzania badań wielu prototypów w skali laboratoryjnej lub półtechnicznej zmniejszając tym samym koszty. Oprogramowanie z rodziny CAD zawiera również szereg ułatwień w postaci bibliotek gotowych elementów konstrukcyjnych przeznaczonych do wykorzystania w realizowanym projekcie koncepcyjnym. Automatycznie generowane mogą być również zestawienia części, komponentów oraz materiałów. Oprogramowanie to sprawdza się również w pracy grupowej, gdy poszczególni projektanci odpowiedzialni są za opracowanie elementów rozwiązania które tworzone równoległe razem ma tworzyć spójną strukturę. Zweryfikowane opracowanie może zostać wykorzystane do prezentacji gotowego produktu, a wygenerowane prezentacje złożeniowe mogą być narzędziem do przedstawienia współzależności działających elementów jak i ułatwić ich późniejszy serwis. Dzięki zastosowaniu takich rozwiązań możliwe jest również przygotowanie czytelnych instrukcji montażowych. Multimedialne wersje instrukcji montażu zawierające animacje trójwymiarowe lub takiego typu instrukcje serwisowe, dołączone do finalnego produktu, stają się obecnie unowocześnioną wersją instrukcji papierowych.

HORIZON 2020. PRACTICAL ASPECTS OF PARTICIPATION.

¹Agata Zdarta, ²Angela Piatova, ³Volodymyr Mokriy.

¹Politechnika Poznańska, Poznan, Poland,

²National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Kyiv, Ukraine,

⁴National University “Lvivska Polytechnika”, Lviv, Ukraine.

In 2014, the European Commission launched the Horizon 2020 Framework Programme. The program has allocated about 80 billion euros for the period 2014-2020 to support projects aimed at developing science and innovation in three areas: advanced science, industry leadership and societal challenges. Grant applications were received from consortia comprising scientific organizations and industrial enterprises.

Horizon 2020 is a very ambitious program, however, as an experience of participation in the previous EU Framework Programs shows, projects with the subject matter (works / services) fitting into the description of the competition problem and/or EU interests in its solution are successful; projects with project teams consisting of experienced, active and reliable partners in EU countries are effective; participants proving project topic scientific results at the international level are advantageous; partners having experience of international cooperation are rising and upwardly mobile.

A striking example is the ORBIS project. The project team developed and submitted a grant application on the topic of Pharmaceutical Development and Solution Problems with AFI Solubility and Bioavailability (Advanced Science). Horizon 2020 has allocated € 2.27 million for its implementation. The consortium includes Poznan University of Medical Sciences (Poland), Poznan University of Technology (Poland), Pharmaceutical Research Institute (Poland), Rutgers The State University of New Jersey (USA), The University of Dublin, Trinity College (Ireland), University of Helsinki (Finland), Joint Stock Company Farmak (Ukraine). The industrial partners of the consortium are the pharmaceutical company Zentiva Group, a.c. (Czech Republic) Applied Process Consulting (Ireland), Physiolution GmbH (Germany).

The ORBIS Project is a response to the current scientific, economic and social challenge of increasing the effectiveness and productivity of drug development process, both for innovative and (super) generic drugs. This goal can be achieved by interdisciplinary cooperation between the academics from different fields of pharmaceutical sciences and the employees of R&D sector in commercial enterprises. The core of ORBIS is constituted by international, intersectoral exchange of researchers between academic centers and pharmaceutical companies – the consortium partners.

It is planned that young and experienced scientists will cooperate with the hosting institutions on the most relevant and up-to-date issues of drug development process, such as: synthesis and optimization of new active ingredients, preformulation studies, development of novel oral, dermal and transdermal dosage forms, as well as their biopharmaceutical evaluation with new analytical methods.

Participation in the EU Framework Program Horizon 2020 gives the opportunity to gain experience in working for an international consortium, to disseminate information about the institution/organization in Europe and to continue consortium activities in other international projects, to acquire new knowledge and connections, to share experience with scientists from companies and scientific organizations working in related topics, get access to new information, new directions and technologies, to evaluate the level of their own developments.

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ РІДИННИХ ПРОЦЕСІВ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ НАТУРАЛЬНИХ ШКІР РІЗНОГО ЦІЛЬОВОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

Андрєєва О.А., Майстрєнко Л.А., Первая Н.В.

Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, lesia_may@ukr.net

Сучасні технології виробництва натуральної шкіри, які створюються з урахуванням цільового призначення готового продукту, передбачають проведення цілої низки підготовчих, переддубильно-дубильних, фарбувально-жирувальних, сушильно-зволожувальних процесів та операцій, а також заключного, так званого «фінішного» оздоблення. У сучасному виробництві натуральної шкіри чільне місце займають полімерні сполуки, які доцільно застосовувати у рідинних фізико-хімічних процесах для формування структури та найбільш важливих властивостей дерми [1-3]. До таких сполук належать досліджувані сучасні полімери на основі

ненасичених карбонових кислот, що здатні взаємодіяти з колагеном та поширеними у шкіряному виробництві хімічними реагентами, наприклад, дубильними сполуками, інтенсифікувати технологічні процеси, забезпечувати високий ступінь відпрацювання робочих розчинів, термостійкість, міцність та пружно-пластичні властивості шкіри [4-6]. Експериментально встановлено [7-10], що завдяки своїй фізико-хімічній природі та наявності різноманітних функціональних груп ці сполуки здатні проникати в дерму і взаємодіяти як з колагеном, так і з іншими застосованими реагентами, з утворенням міцних і водночас гнучких зв'язків різного типу.

Авторами розроблено три технології виробництва шкір різного цільового призначення з використанням полімерних матеріалів:

1) *технологія хромпikель-полімерного дублення шкір для одягу зі шкур овець з використанням полімерної сполуки на основі малеїнової кислоти (Т₁) [11]*, яка у порівнянні з відомою хромпikельною технологією дає змогу зменшити витрати хромового дубителя на 25 %, органічних дубителів на 50 %, знизити екологічне та енергетичне навантаження на навколишнє середовище завдяки інтенсифікації процесу дублення у 2 рази та підвищення відпрацювання дубильних розчинів на 20 %. При цьому покращуються споживчі та розкрійні властивості готової шкіри: границя міцності під час розтягування підвищується на 6,0 %, вихід по товщині – на 3,3 %, паропроникність – у 2 рази, коефіцієнти рівномірності розподілу показників міцності та подовження по різних напрямках шкіри – на 18–37 %;

2) *технологія безпikельного хромполімерного дублення шкір для одягу зі шкур овець з використанням полімерної сполуки на основі акрилової кислоти (Т₂) [12]*, яка дозволяє виключити використання агресивних щодо обладнання та безпечних щодо довкілля реагентів у вигляді сульфатної кислоти та хлориду натрію, зменшити витрату дубильних сполук хрому на 25 %, поліпшити споживчі та розкрійні властивості готової продукції;

3) *технологія рідинного оздоблення шкір хромпikельного дублення для верху взуття зі шкур великої рогатої худоби з використанням полімерної сполуки на основі малеїнової кислоти (Т₃) [11]*. У порівнянні з діючою технологією використання полімерного оброблення після нейтралізації перед процесом фарбування дозволяє більш раціонально використовувати сировинні та матеріальні ресурси: наприклад, при вдвічі меншій витраті танідів і барвників покращуються такі характеристики хромової шкіри для верху взуття як рівномірність забарвлення при денному освітленні (у 3,6 рази), сортність (на 0,8 %), вихід по площі (на 0,3 %).

У разі оздоблення шкірматеріалу Краст важливо надати дермі високої щільності та міцності, особливо з боку лицьової поверхні. За результатами виробничих випробувань [11, 12] всі три технології таким вимогам відповідають, оскільки у всіх випадках показники міцності готових шкір в цілому та міцності їх лицьового шару на 6,5–12,4 % відн. та на 20,0–41,9 % відн. вище від аналогічних показників шкір, виготовлених за діючими технологіями. Використання полімерів на стадії дублення (технології Т₁ і Т₂) значною мірою покращує склад відпрацьованих дубильних розчинів порівняно з діючою методикою за рахунок (табл. 1): *а) зменшення вмісту сполук хрому (у 2,3-2,4 рази), хлоридів (на 3,2 % відн. у разі хромпikельного дублення, 18,1 % відн. у разі безпikельного дублення) та сульфатів (на 24,2 % відн. у разі хромпikельного дублення, 33,2 % відн. у разі безпikельного дублення); б) підвищення співвідношення показників ХСК та БСК5 (до рівня 71,9–72,5 %) – це сприятиме екологізації виробництва та збільшить ймовірність очищення промислових стоків біологічними методами.*

Таблиця 1 –Характеристика відпрацьованих дубильних розчинів

Показник	Технологія		Технологія	
	T ₁	ТОВ «Томіг»	T ₂	ПрАТ «Чинбар»
Сполуки хрому, мг/дм ³	2100	4940	1850	4250
Хлориди, мг/дм ³	18739	19358	15920	19450
Сульфати, мг/дм ³	7633	10072	6810	10200
ХСК/БСК,%	71,9	69,3	72,5	66,4

Завдяки своїй хімічній природі та фізико-хімічним властивостям полімерні сполуки, одержані на основі малеїнової та акрилової кислот, здатні позитивно впливати на процеси дублення і рідинного оздоблення у напрямі формування структури та властивостей натуральних шкірматеріалів. З двох технологій T₁ і T₂, орієнтованих на зменшення використання екологічно небезпечних сполук, кращі результати в цілому виявлені у хромошадній технології T₂ (безпикельного хромполімерного дублення шкір для одягу зі шкур овець з використанням полімеру на основі акрилової кислоти).

Результати попередніх досліджень призвели до думки об'єднати дві технології – безпикельного хромполімерного дублення (T₂) та рідинного оздоблення (T₃) з використанням полімерних сполук на базі похідних ненасичених карбонових кислот в одну, єдину ресурсощадну технологію виробництва шкіряного матеріалу Краст. Після серії експериментів, проведених у лабораторних, напіввиробничих та виробничих умовах, було розроблено уніфіковану ресурсощадну технологію виробництва шкіряного матеріалу Краст, одержаного зі шкур великої рогатої худоби з використанням полімерних сполук на стадії дублення (полімерна сполука на основі акрилової кислоти) та рідинного оздоблення (полімерна сполука на основі малеїнової кислоти).

Нова технологія забезпечує покращення функціонально-споживчих властивостей шкірматеріалів за рахунок більш рівномірного розподілу реагентів у структурі дерми та фізико-механічних показників у різних напрямках шкіри, сприяє інтенсифікації технологічного циклу (тривалість процесу дублення скорочується в 2,5 рази), більш раціональне використання дефіцитних матеріальних ресурсів у вигляді шкіряної сировини (вихід готових шкір по площі збільшується на 0,3 % відн.), барвників (витрата зменшується на 50 %), мінеральних та органічних дубителів (витрата зменшується на 25 % та 50 % відповідно), сортність продукції зростає на 0,8 % відн. Крім того (табл. 2),

Таблиця 2 – Характеристика відпрацьованих розчинів

Показник	Технологія	
	Нова уніфікована	ПрАТ Чинбар
<i>Після дублення</i>		
Сполуки хрому, мг/дм ³	1800	4250
Хлориди, мг/дм ³	16000	19450
Сульфати, мг/дм ³	6840	2100
ХСК/БСК,%	72,3	66,4
<i>Після рідинного оздоблення</i>		
Жири	249	250
СПАР	110	125
Феноли	25	30
ХСК/БСК,%	70,7	65,1

має місце зменшення шкідливого навантаження на навколишнє середовище за рахунок покращення складу стічних вод.

Одержані результати можна пояснити тим, що задіяні у роботі полімерні сполуки завдяки своїй будові та властивостям здатні не лише сорбуватися і рівномірно розподілятися у структурі дерми, а й взаємодіяти з активними групами колагену та іншими хімічними реагентами, що забезпечує високі показники якості напівфабрикату і готової шкіри: сформованість, міцність, термостійкість, пружно-пластичні, гігієнічні, естетичні та інші властивості при зменшенні шкідливого навантаження на навколишнє середовище.

Література

1. Мокроусова О. Р., Ковтуненко О. В., Касьян Е. Є. Екологічно безпечні матеріали для шкіряного виробництва. Екологічна безпека. – 2012. – № 2. – с. 93–97.
2. Senior K. Chromium in the leather industry. World leather. № 7. 2000. P. 51–55.
3. Hertel R. F. Sources of exposure and biological effects of chromium. Environmental carcinogens selected methods of analysis. – 1986. – Vol. 8. – P. 63–77.
4. Курляндский Б. А., Филова В. А. Общая токсикология: Москва, 2002. – 547 с.
5. Грушко Я. М. Ядовитые металлы и их неорганические соединения в промышленных сточных водах: Москва. – 1972. – С.138–145.
6. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность мирового океана: Москва, 1979. – С. 172.
7. Nikonova A., Andreyeva O., Maistrenko L. Application of advanced polymeric compounds for development of leather production. IOP Conf. Series: Materials and engineering. – 2016. – №1 (111). – P. 1-6.
8. Андреева О. А., Майстренко Л. А., Ніконова А. В. Оптимізація процесу хромового дублення одягової шкіри з овчини з використанням полімерного матеріалу на основі малеїнової кислоти. Перспективні полімерні матеріали та технології : монографія ; за заг. ред. В. П. Плавач: Київ, 2015. – С. 319–323.
9. Maistrenko L. A., Andreyeva O. A. The influence of liquor finishing by using polymers on the quality of dyeing and the most important properties of leathers. Engineering and methodology of modern technology : monographic ; ed. by G. Paraska, J. Koval. Khmelnytsky, – 2012. – P. 24–33.
10. Pervaia N., Andreyeva O., Maistrenko L., Mokrousova O., Harkavenko S., Nikonova A. A unified technology of crust leather production using polymeric compounds development // Leather and Footwear Journal. – 2019. – 19 (3). – P. 193–202.
11. Майстренко Л. А. Розробка технологій виробництва шкіри з використанням полімерних матеріалів на основі малеїнової та акрилової кислот : автореф. дис ... канд. техн. наук : [спец.] 08.18.18 – Технологія взуття, шкіряних виробів і хутра / Л. А. Майстренко; Київський нац. ун-т технологій та дизайну. – Київ, 2013. – 24 с.
12. Ніконова А. В. Розробка ресурсощадної технології виробництва одягових шкір : автореф. дис ... канд. техн. наук : [спец.] 08.18.18 – Технологія взуття, шкіряних виробів і хутра / А. В. Ніконова; Київський нац. ун-т технологій та дизайну. – Київ, 2018. – 24 с.

ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДОПУСТИМОЇ НЕРІВНОМІРНОСТІ РОЗДАВАННЯ ВОДИ ВОДОРОЗПОДІЛЬНИМ ПРИСТРОЄМ БАШТОВОЇ ГРАДИРНІ

Білий Р.В., бакалавр

Орел В.І., доцент, кандидат технічних наук

Національний університет "Львівська політехніка", Україна, м. Львів, vadim_orel@yahoo.com

Дослідження за методикою [1] проводили на фізичній моделі системи циркуляційного водопостачання енергоблоку Рівненської АЕС (масштаб 1:59), яка є в лабораторії кафедри гідравліки та сантехніки Національного університету "Львівська політехніка" [2] (рис. 1).

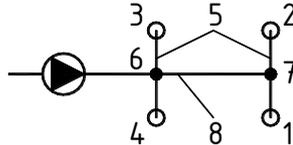


Рис. 1. Робоча схема моделі водорозподільного пристрою баштової градирні системи циркуляційного водопостачання енергоблоку Рівненської АЕС:
1...4 – сопла; 5 – робочий трубопровід; 6, 7 – вузли розподілу води;
8 – магістральний трубопровід

Одержано [3] нерівномірність міжвузлового (при відгалуженні на робочі трубопроводи) роздавання води на магістральному трубопроводі моделі водорозподільного пристрою баштової градирні. Було з'ясовано, що ця нерівномірність виникає тільки в робочих трубопроводах і соплах. Відповідний розрахунок наведено в [4]. Міжвузлове регулювання витрат здійснювали зменшенням площі живого перерізу робочого трубопроводу за допомогою кульового вентиля [3], згідно з [5]. На натурі дроселювання потоку води можна здійснювати механічним або автоматичним способом [6]. Проте, на моделі це є неприйнятним, адже кульовий вентиль (кран) є запірною арматурою, а «застосовувати запірну арматуру як регулювальну не допускається» [7, п.12.11]. Тому було запропоновано діафрагмування потоку рідини [8] без виникнення гідродинамічної кавітації [9].

Стосовно градирень слід досягати, щоб нерівномірність роздавання води $m_{тр} = 0,90...0,95$ [10, с.206]. Цей показник обчислюють як:

$$m_{тр} = Q_{с.п}/Q_{с.к} ,$$

де $Q_{с.п}$ та $Q_{с.к}$ – витрата води відповідно крізь перше та останнє (кінцеве) за рухом води сопла.

Метою дослідження є забезпечення допустимої нерівномірності роздавання води діафрагмуванням потоку на робочому трубопроводі.

Об'єктом дослідження є гідравліка потоків води в моделі водорозподільного пристрою баштової градирні.

Предметом дослідження є нерівномірність роздавання води робочими трубопроводами та соплами моделі водорозподільного пристрою баштової градирні.

Методи дослідження. Використано такі методи: фізичний – для дослідження витрати води крізь сопла моделі водорозподільного пристрою баштової градирні; математичний – для обробки отриманих результатів.

Нерівномірність роздавання води соплами за діафрагмування потоку на робочому трубопроводі контролювали за допомогою співвідношення Q_i/Q_p , де Q – витрата води крізь сопла; індекси "п" та "і" відповідають соплам, які включилися в роботу, відповідно, першим та наступними. В досліді*, наведеному в таблиці, першим включалося в роботу сопло №4. За даними таблиці одержано рис. 2.

* У дослідженні брав участь бакалавр М.С. Лисяк.

*Дані фізичного експерименту
із забезпечення допустимої нерівномірності роздавання води*

Ч/ч	Послідовність включення сопел в роботу	Витрата води крізь сопла Q, мл/с				Q _i /Q _п
		№1	№2	№3	№4	
без регулювання витрати води						
1.	4-3-2-1				86,8	1,000
				45,8		0,528
			21,5			0,248
		19,4				0,224
з регулюванням витрати води						
2.	4-2-1-3				43,4	1,000
			39,7			0,915
		43,4				1,000
				40,8		0,940
3.	4-1-3-2				42,7	1,000
		42,7				1,000
				43,1		1,009
			43,4			1,016

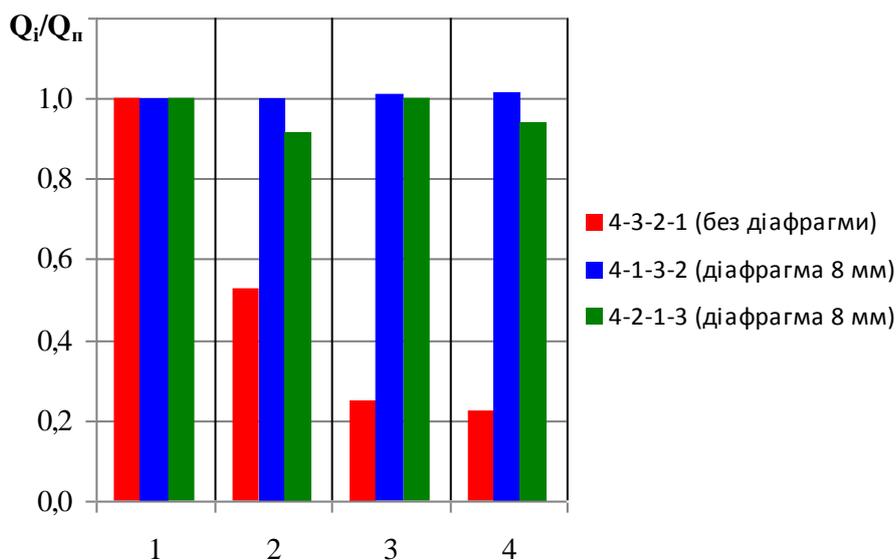


Рис. 2. Відносна зміни витрат води соплами за діафрагмування потоку на робочому трубопроводі перед соплом №4

З рис. 2 видно, що при роботі моделі водорозподільного пристрою баштової градирні без регулювання витрати води є велика нерівномірність її розподілу.

Діафрагму з внутрішнім діаметром отвору $d = 8$ мм встановлювали на робочому трубопроводі з внутрішнім діаметром $D = 17,8$ мм перед соплом №4 (відносний діаметр діафрагми $d/D = 0,449$). При цьому нерівномірність роздавання води була в допустимих межах.

Отже, було змодельоване дроселювання потоку на робочому трубопроводі моделі водорозподільного пристрою баштової градирні, яке здійснюють на натурі для регулювання

витрати води. При цьому діафрагмування забезпечувало допустиму нерівномірність роздавання води.

1. Орел В.І. Експериментальний стенд для дослідження водорозподільного пристрою баштових градирень / В.І. Орел, І.М. Лесюк, Р.М. Строгуш // VII Всеукраїнська науково-практична конференція «Вода в харчовій промисловості»: Збірник тез доповідей VII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів. – Одеса: ОНАХТ, 2016. – С.80-83.

2. Проект фізичної моделі системи циркуляційного водопостачання: Договір №7001 / Національний університет "Львівська політехніка". – № ДР 0103U004631. – Львів, 2003.

3. Орел В.І. Вплив конструктивних параметрів на роботу водорозподільного пристрою баштової градирні / В.І. Орел, І.М. Лесюк, Р.М. Строгуш // Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони тарационального використання. Матеріали П'ятнадцятої міжнародної науково-практичної конференції (м.Львів, 26–27 травня, 2016 р.): збірник наукових статей. – Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2016. – С.193-195.

4. Орел В.І. Визначення втрат напору між вузлами розподілу води на магістральному трубопроводі водорозподільного пристрою градирні / В.І. Орел // Зимові наукові підсумки 2017 року: II Міжнародна науково-практична інтернет-конференція: тези доповідей, Дніпро, 25 грудня 2017 р. – Ч. 1. – Дніпро: НБК, 2017. – С.10-16.

5. Орел В.І. Регулювання дільника потоку рідини / В.І. Орел, Б.В. Завойко, М.Є. Гаврилів // IV Всеукраїнська науково-практична конференція «Вода в харчовій промисловості»: Збірник матеріалів IV Всеукраїнської науково-практичної конференції. – Одеса: ОНАХТ, 2013. – С.138-139.

6. Пресман М.И. Гидравлические схемы водораспределительных систем башенных градирен ТЭС и АЭС: Автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: спец. 05.23.16. «Гидравлика и инженерная гидрология» / М.И. Пресман. – С.-Петербург, 2005. – 19 с. – Режим доступу: <http://tekhnosfera.com/view/153803/a?#?page=1>.

7. ДБН В.2.5-39:2008. Інженерне обладнання будинків і споруд. Зовнішні мережі та споруди. Теплові мережі. – Київ: Мінрегіонбуд України, 2009. – 56 с.

8. Білий Р.В. Регулювання дільника потоку рідини діафрагмуванням / Р.В. Білий // Фізичні процеси в енергетиці, екології та будівництві : тези доп. II Всеукр. наук.-практ. конф. здобув. вищ. осв. та молод. вчен. – Одеса : ОДАБА, 2019. – С.34-36.

9. Білий Р.В. Запобігання гідродинамічній кавітації при регулюванні дільника потоку рідини / Р.В. Білий, В.І. Орел // IX Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості»: Збірник тез доповідей IX Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів. Одеса: ОНАХТ, 2018. – С.99-101.

10. Пономаренко В.С. Градирни промышленных и энергетических предприятий: Справочное пособие / В.С. Пономаренко, Ю.И. Арефьев; Под общ. ред. В.С. Пономаренко. – М.: Энергоатомиздат, 1998. – 376 с.

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ДООЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ ПОБУТОВИМИ КАРТРИДЖАМИ

Большак А. П.

Науковий керівник: д.т.н., проф. Мітченко Т. Є.

*НТУУ «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського», Україна, м. Київ,
annebolshak@gmail.com*

Якість питної води в Україні далеко не завжди відповідає вимогам, викладеним в нормативному документі ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Це стосується як води з централізованих джерел водопостачання, так і децентралізованих.

Найбільш поширеними забруднювачами, які істотно погіршують органолептичні і фізико-хімічні властивості водопровідної води є речовини, що широко застосовуються в процесі її централізованого очищення - хлор і його сполуки, алюміній, залізо, а також природні забруднювачі поверхневих вод - гумінові сполуки, присутність яких обумовлює підвищену кольоровість води. Для видалення подібних небажаних домішок зазвичай використовують побутові питні фільтри зі змінними картриджами, найбільш поширеними з яких є, так звані, фільтри-гличики. Ці фільтри, а також змінні картриджі до них приваблюють покупців дешевиною, мобільністю, сучасним дизайном і простотою експлуатації. У той же час ефективність очищення води з їх допомогою далеко не завжди відповідає обіцянкам виробників і очікуванням користувачів.

На ринку присутня значна кількість фільтрів гличиків різних виробників, кожен з яких оснащений картриджами різного цільового призначення - для видалення хлору, іонів жорсткості, знебарвлення води, видалення різних токсичних металів і органічних сполук і найчастіше для одночасного очищення від усіх перерахованих вище домішок. Інформація про тип і експлуатаційні характеристики картриджів надається виробником, а ступінь її достовірності залежить від сумлінності останнього.

У цьому дослідженні було проведено порівняння картриджів для побутових фільтрів різних виробників з метою оцінки ефективності їх роботи та визначення факторів, які на неї впливають.

Були досліджені 7 зразків картриджів, що промислово випускаються п'ятьма найбільш відомими на українському ринку виробниками. В ході роботи оцінювався вплив конструктивних особливостей, складу завантаження і експлуатаційних характеристик картриджів на ефективність очищення води від хлору, іонів твердості і природних органічних сполук як забруднювачів, що викликають найбільшу кількість нарікань у користувачів водопровідної води.

Результати досліджень показали наступне:

- На всіх картриджах максимальною була ефективність очищення води від хлору, яка складала 60 - 80% на початку процесу очищення і 40-50% після пропускання 150 дм³ води, істотно при цьому розрізняючись для різних картриджів. В той же час середня (за 150 дм³) ефективність очищення води від іонів твердості і органічних домішок не перевищувала 10-26% та 10-18 %, відповідно(див. Рис.1).

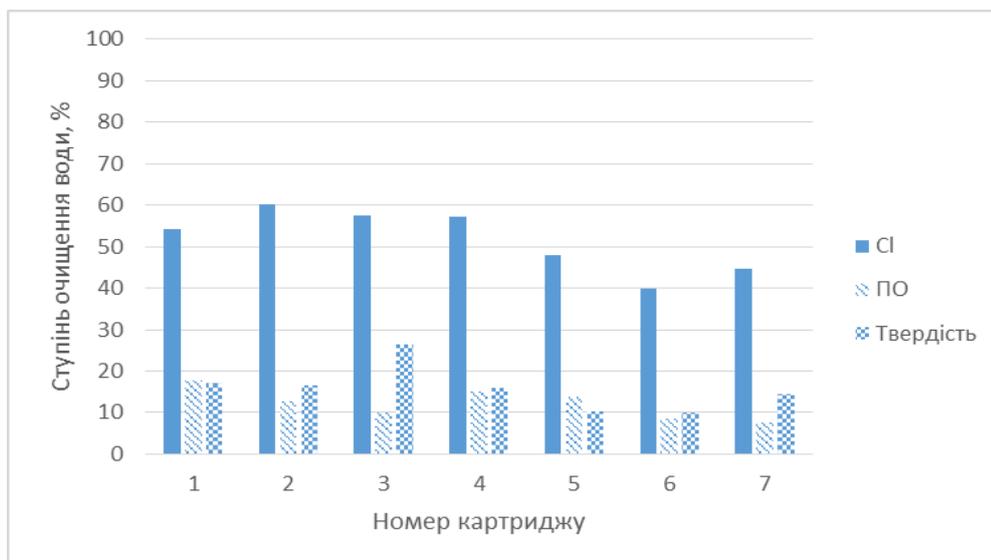


Рисунок 1. Середній ступінь очищення води (за 150 дм³) від забрудників на різних картриджах.

- Картриджі різних виробників заповнені фільтруючими завантаженнями, що мало відрізняються один від одного за складом і включають активоване вугілля на основі шкаралупи кокосового горіха, іонообмінні матеріали (смоли або волокна) з карбоксильними функціональними групами і компоненти, що містять срібло. Всі досліджені картриджі є практично повними фізико-хімічними аналогами. Співвідношення компонентів вугілля : іоніт в суміші також мало відрізняється в різних картриджах і становить 1,2 - 1,3 : 1 для всіх досліджених зразків.

- В той же час розміри картриджів і, відповідно, об'єми завантаження суттєво розрізняються і коливаються в інтервалі від 75 до 150 см³.

- Істотно відрізняються також значення швидкості проходження води через картриджі - розраховані значення середньої швидкості пропускання 150 дм³ води через досліджені картриджі склали від 0,13 до 0,5 дм³/хв.

Як випливає з вищенаведеної інформації, саме два останніх фактори найбільше впливають на ефективність роботи картриджів (див. Табл. 1).

Таблиця 1. Оцінка параметрів ефективності очищення води на різних картриджах.

Номер картриджу	V _з , см ³	V _в , см ³ /хв	Середній ступінь очищення за 150 дм ³ , %		
			Cl	ПО	Твердість
1	140	250	54,3	17,7	17,3
2	150	180	60,1	12,8	16,6
3	144	130	57,5	10,0	26,3
4	118	013	57,3	15,0	15,9
5	100	290	47,9	14,0	10,2
6	80	500	40,0	8,6	10,0
7	76	170	44,8	7,5	14,4

V_з – об'єм завантаження (мл), V_в, - швидкість пропускання води через картридж (см³/хв).

Для оцінки впливу обох факторів на ефективність очищення води в якості інтегрованого показника ми використовували час контакту води з шаром завантаження картриджа ($t_{\text{конт}}$), виражений в хвиликах:

$$t_{\text{конт}} = \frac{V_3}{V_B}.$$

Залежність ступеня очищення води від зазначеного показника наведена на Рис. 2.

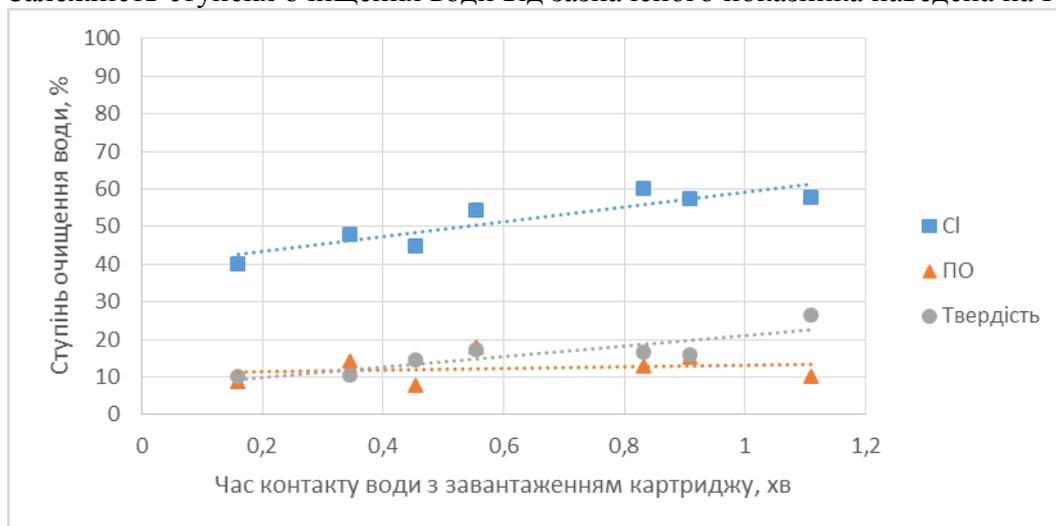


Рисунок 2. Залежність ступеня очищення води від часу контакту води з шаром завантаження картриджа.

Висновки.

Порівняльна оцінка картриджів для побутових фільтрів різних виробників показала, що незважаючи на практично ідентичний склад фільтруючих сумішей в різних картриджах, ефективність їх дії в процесі очищення води істотно різниться.

Основним фактором, що впливає на ступінь очищення води від хлору, органічних домішок і іонів жорсткості є час контакту води, що очищується, з фільтруючим завантаженням. Варіюючи величинами об'єму завантаження і швидкості пропускання розчину можна досягти істотного збільшення ефективності роботи побутових картриджів для доочистки питної води.

ПОРІВНЯННЯ ТЕХНОЛОГІЙ АНАЕРОБНОГО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ВИСОКОКОНЦЕНТРОВАНИХ СТИЧНИХ ВОД

Буткова П.В., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056,
ometof43@gmail.com*

В наш час існує багато методів очистки висококонцентрованих стічних вод, серед яких слід відзначити анаеробні, які дозволяють очищувати від органічних забруднень, не витрачаючи при цьому кисень. Органічні речовини зброджуються анаеробними бактеріями в спеціальних спорудах – біореакторах. Метан, який утворюється, в результаті життєдіяльності мікроорганізмів, можна використовувати з метою підтримання сталої температури в спорудах, що дозволить значно зменшити витрати на це [1].

На сьогодні відомий ряд анаеробних біореакторів, які відрізняються ефективністю очищення за хімічним споживанням кисню (ХСК), видом подачі активного мулу (гранульований мул, вільний або біоплівка) та за навантаженням:

- реактор з висхідним потоком рідини через шар анаеробного мулу (UASB);
- перегородковий реактор (ABR);
- біофільтр з висхідним потоком (AF);
- реактор з псевдозрідженим шаром носія (AFB);
- біофільтр з низхідному потоком рідини і нерухомо закріпленої біоплівки (DSFF);
- гібридні реактори, що поєднують в собі конструкції двох реакторів (наприклад: AF і AFB, HABR) та інші [1,2].

На початку роботи, кожен реактор протягом трьох – чотирьох днів, досягає максимальної ефективності та надалі зберігає її в певних межах. Це свідчить про стабільність їх роботи, при значенні рН = 6,8 – 7,2. Також, при очистці стічних вод відбувається низький приріст активного мулу у порівнянні з аеробними. Кожен з цих реакторів має різні розміри та площу, яку вони займають. Найменші за розміром є UASB реактори, вони характеризуються індустріальністю виготовлення [1].

В таблиці 1 наведено порівняльну характеристику анаеробних біореакторів при їх використанні для очистки стічних вод заводів по виробництві вина.

Таблиця 1. Порівняльна характеристика анаеробних біореакторів [2, 3].

Вид реактора	T, °C	ВУ, доб.	Макс. НОР, ХСК кг/м ³ реактора/доб.	Вихід біогазу, м ³ /м ³ реактора за добу	Ефективність очищення за ХСК, %	Термін окупності
UASB	35-37	6-8	16	2,0-2,5	85-93	3,5
ABR	35-37	12-15	15	2,0-2,3	80-85	4
AF	35-37	10-12	20	1,8-2,1	50-55	4
HABR	35-37	12-14	21	1,5-2,0	70-80	5
DSFF	35-37	11-14	20	1,8-2,3	70-75	4,5
AFB	35-37	9-12	11	2,1-2,5	70-80	6

Примітка: НОР – навантаження реактора за органічною речовиною, визначене за показником ХСК.

Згідно таблиці видно, що всі наведені реактори працюють при однаковій температурі. Вентиляційних установок (ВУ) для видалення утвореного біогазу для UASB реактора потрібна найменша кількість, що відповідно зменшує витрати електроенергії на їх роботу. В свою чергу, найбільше ВУ потребують ABR реактори. HABR реактори можуть витримувати найбільше навантаження за органічною речовиною, бо вони є поєднанням конструкцій двох реакторів [4]. Найбільший вихід біогазу спостерігається у UASB та AFB реакторах. Концентрація речовин при зброджуванні в них значно вища, і біогазу утворюється більше, але при цьому їх ефективність за показником хімічного споживання кисню (ХСК) варіюється у межах 85-93% та 70-80%, відповідно. Така ефективність при температурі 35-37 °C спостерігається при значеннях ХСК 10-20 гO₂/дм³.

Отже, найбільш економічно вигідним, за рахунок зниження витрат на електроенергію, є UASB реактори. Вони високоефективні, стабільні при великому навантаженні за органічною речовиною та вихід біогазу в них досягає 2,0-2,5 м³/м³ реактора за добу [2, 3].

1. Долина Л.Ф. Реакторы для очистки сточных вод. - Днепропетровск: Днепропетровский государственный технический университет железнодорожного транспорта, 2001. – 82 с.

2. Крусир Г. В., Соколова И. Ф. Обоснование выбора анаэробного биореактора для очистки сточных вод предприятий первичного виноделия // *Технічні науки*. - 2014. - №1 (1).
 3. Крусир Г. В., Дубровин В. А., Полищук В. Н., Дубовик А. А., Соколова И. Ф. Исследование метаногенеза сточных вод предприятий первичного виноделия // *Экология*. - 2014.
 4. Хлебникова Т. Д., Хамидуллина И.В. Перспективы развития биохимической очистки промышленных сточных вод от сульфатов и ионов тяжелых металлов // *Башкирский химический журнал*. - 2012. - том 19, №2.
-

ВПЛИВ ЯКОСТІ ВОДИ НА ВЛАСТИВОСТІ ХІМІЧНИХ МАТЕРІАЛІВ ДЛЯ ПІДГОТОВЧИХ ПРОЦЕСІВ ВИРОБНИЦТВА ШКІРИ

Вовкодав Ю.І., Євтушок Д.П., Квітка А.В.

Науковий керівник: Мокроусова О.Р., Майстренко Л.А.

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, Київ,
olenamokrousova@gmail.com*

Вода – один із найважливіших видів природної сировини. Щоденно потреби у воді зростають. Витрати води на деяких сучасних промислових підприємствах становлять кілька мільйонів кубічних метрів на добу. Основним завданням усіх підприємств, які використовують воду, є раціональне та комплексне її використання. Для цього необхідно вибирати такі технологічні процеси й обладнання, які потребують найменше води і не забруднюють навколишнє середовище; регламентувати витрати води на виробництво одиниці продукції; розширювати використання оборотних вод; підвищувати ефективність очищення стічних вод; удосконалювати технологічні процеси з метою більш повного використання відходів, щоб зменшити потребу в очисних спорудах. Це дуже важливо, оскільки затрати на побудову очисних споруд становлять майже п'яту частину кошторисної вартості будівництва промислових підприємств. Крім того, під їх побудову виділяються величезні ділянки родючих земель.

Сучасне шкіряне виробництво характеризується високою ресурсоемістю та достатньо шкідливим рівнем впливу на навколишнє середовище. Основною сировиною виробництва шкір є шкури тварин, серед яких для вітчизняного виробника найрозповсюдженішими є шкури великою рогатої худоби, шкури коней, свиней та овець. Вартість одиниці площі готової шкіри на 70-75 % включає вартість шкіряної сировини, а 15-20 % – це витрати на хімічні та допоміжні матеріали.

Технологічний процес виробництва шкіри характеризується достатньою складністю і включає як рідинні так і механічні обробки. При чому підготовчі, дубильні та фарбувально-жирувальні процеси на 70 % складаються із рідинних обробок. Рідинні процеси передбачають обробку шкіряної сировини або напівфабрикату у водних розчинах хімічних матеріалів.

Ефективність технологічних процесів залежить від якості промислової води, оскільки обумовлює розчинність хімічних матеріалів з подальшим впливом на їх дифузію в структуру дерми та взаємодію з функціональними групами колагену та його структурними елементами. Зниження якості води для рідинних процесів з подальшим відповідним впливом на розчинність, рН та активність хімічних матеріалів ускладнює можливість якісного формування

структури шкіри, потребує застосування підвищеної кількості хімічних матеріалів та коригування параметрів технологічних процесів. Зазначене обумовлює підвищення собівартості готової продукції та зниження ефективності технологічних процесів.

Для досліджень були використані хімічні матеріали, які використовуються в технологічних процесах виробництва шкіри на підготовчих процесах для відмочування, зоління-зневолошування, знезолування, а саме: $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Na_2S , NaHS , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Дослідження передбачали аналіз рівня активності зазначених хімічних матеріалів. При цьому аналітичні розчини були приготовлені з використанням технічної, очищеної та дистильованої води. Технічною вважалась вода після відстоювання, а очищеною – вода після виконання процесу зм'якшення.

Дослідження виконувались згідно традиційного методу визначення активності хімічних матеріалів, що описано [1]. Результати досліджень представлені в табл. 1.

Порівняльний аналіз рівня розчинності та активності хімічного матеріалу у воді різних видів (технічна, очищена та дистильована) виявив характерні відмінності.

Таблиця 1

Активність хімічних матеріалів для підготовчих процесів та дублення

Матеріал	Вода		
	Технічна	Очищена	Дистильована
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	98,34 ¹	95,62	96,98
Na_2S	62,30	67,08	64,87
	<i>При розчиненні утворюються хлоп'я, осад</i>	<i>Розчин прозорий жовтуватий</i>	<i>Розчин прозорий безбарвний</i>
NaHS	66,8	63,48	67,48
	<i>Розчин мутний, драгленодібний</i>	<i>Розчин прозорий зеленуватий</i>	<i>Розчин прозорий зеленуватий</i>
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	89,46	92,11	87,06

Примітка¹ Підвищений вміст матеріалу в технічній воді може бути викликаний вищим рівнем карбонатної твердості, і тоді частина сульфозалишку матеріалу витрачається на нейтралізацію карбонатних утворень води

Враховуючи, що технічна вода має підвищений рівень твердості як загальної так і тимчасової, це впливає на активність матеріалу при його розчинності у воді з подальшим впливом на ефективність проведення процесу виробництва шкіри.

Так для сульфату амонію виявлено майже тотожний рівень активності для очищеної та дистильованої води 95,62 % та 96,98 %. Тоді як в технічній воді виявлено рівень активності 98,34 %, що може бути обумовлено вищим рівнем карбонатної твердості, і тоді частина сульфозалишку матеріалу витрачається на нейтралізацію карбонатних утворень води. Такий же висновок зроблено і для рівня активності для гідросульфиду натрію.

Слід вказати, що для сульфиду натрію найвищий рівень активності спостерігається для очищеної води 67,08 %, тоді як для технічної 62,3 %, а для дистильованої – 64,87 %. Аналогічна залежність виявлена і для гідроксиду кальцію. Тобто рівень активності матеріалу при розчиненні в очищеній воді вищий – 92,11 %, тоді як для технічної 89,46 %, а для дистильованої – 87,06 %. В даному випадку, коли рівень активності в технічній воді вищий за рівень активності в дистильованій воді, слід врахувати, що гідроксид кальцію є слабодисоційованою сполукою і частина матеріалу при його розчиненні може вступати в іонобмінні реакції із речовинами, які викликають карбонатну жорсткість води.

Більш детальну увагу було звернуто на стан аналітичних розчинів сульфідів натрію, які приготовлені були відповідно в дистильованій, технічній та очищеній воді.

В технічній воді зафіксовано утворення мутного розчину сульфідів натрію. У випадку дослідження активності сульфідів натрію з часом з'являється осад та проявляється у випадінні хлоп'їв. У випадку визначення гідросульфідів натрію з часом утворюється драгледоподібний стан розчину. Виявлений факт повинен бути врахований в прогнозуванні ефективності виконання технологічних процесів зоління-зневолошування.

Проведені дослідження дозволили оцінити вплив водопідготовки на властивості хімічних матеріалів, що використовуються на підготовчих процесах виробництва шкіри, що слугуватиме прогнозуванню ефективності виконання обробок натуральних шкір та відповідного якісного формування їх структури та експлуатаційних властивостей.

Список використаних джерел

1. Аналітичний контроль підготовчих процесів. Методичні вказівки до лабораторних робіт з дисципліни «Аналітичний контроль у шкіряно-хутровій промисловості» для підготовки бакалаврів напрямку «Хімічна технологія та інженерія». Уклад. Е.Є. Касьян, О.Р. Мокроусова. К.: КНУТД, 2007. 44 с.

УДК 628.31

БІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК НІТРОГЕНУ З ВИКОРИСТАННЯМ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН

Гаврилишина Є. І., Саблій Л. А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського». Корпус 4, вул. Янгеля 3, к.182, 03056, Київ, Україна

Більшість сучасних виробництв потребує значної кількості води. Процеси обробки сировини, що супроводжують виробництво, її якість, промивні процеси, хімічні реагенти, які застосовують, є генераторами забруднюючих речовин, переважна кількість яких може бути високотоксичними, а за походженням бувають як органічними, так і неорганічними. Без попередньої очистки такі води заборонено скидати у водні об'єкти.

На сьогодні відомі фізичні, фізико-хімічні, хімічні і біохімічні методи очищення стічних вод. Біохімічний метод очищення є найефективнішим з вище перерахованих, адже він не потребує реагентів, великих грошових витрат і забезпечує необхідні показники якості води у водних об'єктах. Недоліками при такому очищенні є утворення додаткових нітратів під час розкладання білків у аеротенку, що призводить до їх надмірного збільшення. Для забезпечення норм скиду очищених стічних вод у водойми необхідно передбачати використання подальшого фізико-хімічного очищення за допомогою, наприклад, реагентів, додаткове обладнання, що, врешті-решт, призводить до зростання експлуатаційних витрат. Альтернативою є використання біологічного методу доочищення стічних вод за допомогою вищих водних рослин.

Одними з біологічних агентів, що застосовують для біологічного очищення води, є вищі водні рослини *Lemna minor* L. (ряска мала) – багаторічні водні рослини родини Ароїдних (*Araceae*). Вегетативне тіло ряски являє собою округлу або оберненояйцевидну пластину

завдовжки 2-8 мм і завширшки 0,6-5 мм [1]. В Європі розповсюджена повсюдно, в регіонах з помірним кліматом, зокрема в стоячих і слабо проточних водоймах на усій території України. Ряска розмножується переважно вегетативно і може подвоїти свою масу в межах 16 годин до 2 діб при оптимальній температурі води, забезпеченні поживними речовинами та сонячним світлом. У період зростання ряска може поглинати до 83,7% і 89,4%, відповідно, азоту і фосфору із стічних вод [2]. Встановлено здатність *Lemna minor* очищати стічні води; було визначено швидкість поглинання нітратів (KNO_3) і фосфору ($(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$) - 2,1 г/(м²·доба) і 0,6 г/(м²·доба), відповідно [3].

Для оцінки здатності ряски очищати воду від нітратів було проведено дослідження для визначення кількості біомаси ряски, яка забезпечує найбільший ступінь очищення води від цих сполук, та необхідну тривалість очищення. Початкова концентрація нітратів становила 40 мг/дм³. Було взято 6 зразків з різними концентраціями біомаси від 0 г/дм³ до 83 г/дм³, тривалість очищення становила 24 і 48 годин. Дослід проводили при температурі 18°C. Отримані результати свідчать, що після 24 годин очищення найкращий ефект видалення нітратів становив 40%, а після 48 годин – 33% при концентрації біомаси ряски 67 г/дм³. Таким чином, *Lemna minor* може ефективно видаляти нітрати та зменшує їх концентрацію у вихідному розчині.

1 *Определитель высших растений Украины* / [Доброчаева Д. Н., Котов М. И., Прокудин Ю. Н. и др.] – Киев: Наук. Думка, 1987. – 548 с.

2 Xu J., Shen G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production // *Bioresource Technology*. – 2011. – Vol. 102, No. 2. – P. 848-853.

3 Cheng. J. et al. Nutrient removal from swine lagoon liquid by *Lemna minor* 8627 // *Transactions of the ASAE*. – 2002. – Vol. 45 No. 4. – P. 1003.

УТИЛІЗАЦІЯ СКОПУ ПАПЕРОВИХ ВИРОБНИЦТВ

Ганжук А.¹, Гарбарчук С.¹, Галиш В.^{1,2}, Старокадомський Д.²

¹ Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, v.galysh@gmail.com

² Інститут хімії поверхні ім. О.О. Чуйка, НАН України, Україна, м. Київ

Підприємства паперової галузі є джерелом антропогенного навантаження, оскільки споживають велику кількість води, відповідно, продукують утворення великої кількості стічних вод, склад яких залежить від асортименту продукції, що випускається. Виробництва паперу та картону це багатостадійний процес. Який включає розпуск волокнистих напівфабрикатів, їх розмелювання та сортування, формування паперового полотна, його пресування та сушіння. В результаті формування паперового полотна та промивання технологічного обладнання утворюються стічні води з високим вмістом змулених та розчинних речовин. Одними із способів зменшення антропогенного навантаження є використання обігових вод та впровадження безстічних систем водокористування. Останній спосіб є складним у виконанні, оскільки в системі відбувається накопичення мінеральних солей та слизу.

В процесі освітлення надлишкових оборотних вод в цехах (локальних очисних спорудах та установках) утворюється велика кількість скопу, до складу якого, крім компонентів волокнистого характеру, входить також і мінеральна складова. Скоп у кількості до 10 % може

повторно використовуватись у виробництві паперу та картону, проте основна частина залишається невикористаною.

Незважаючи на велику кількість публікацій в наукових журналах щодо шляхів можливого використання скопу (як компоненту бетонних сумішей, у виробництві цегли, як основу гіпсової штукатурки, як компонент деревно-волокнистих плит, як наповнювач теплоізоляційних блоків), жоден із досліджених способів не був впроваджений у промислового масштабі. На сьогоднішній день основними способами утилізації скопу є захоронення або спалювання, що має негативний вплив на навколишнє середовище. Отже, проблема ефективної утилізації скопу паперових виробництв є актуальною задачею екології та хімічної технології.

Одним із можливих ефективних методів утилізації скопу може бути їх використання у складі епоксикомпозитів. Целюлозні матеріали звертають на себе увагу як на наповнювачі завдяки властивостям їх поверхні, а саме наявності гідроксильних груп.

В роботі як вихідну сировину використовували скоп паперових виробництв сухий різного фракційного складу (0,5 мм > фракція А > 1,0 мм; 1,0 мм > фракція Б > 1,5 мм; 1,5 мм > фракція В > 2,0 мм), епоксидну смолу ЭД-20, затверджувач ПЭПА. Значення окисно-відновлюваного потенціалу (рН) – 6,5, вологість – 85,4%. До складу мінеральної складової скопу входять йони Pb(II), Zn(II), Cu(II), Cd(II), Cr(II), Ni(II), Mn(II). Вміст скопу в композитах складав 1-30%.

Одержані результати показують, що при використанні скопу в композиції епоксикомпозиту відбувається зниження їх деяких механічних показників. Чим більша фракція волокнистого матеріалу, тим опір стисканню менший. При введенні у композицію епоксикомпозиту скопу фракції А у кількості 5% не призводить до погіршення якості одержаного полімерного матеріалу. Наповнені скопом композити володіють порогом текучості, при навантаженні має місце пластична деформація матеріалів. Додавання скопу сприяє зменшенню крихкості композиту при їх випробуванні на стискання, міцність на розрив підвищується, усадка матеріалу знижується.

Загалом, в результаті виконання роботи можна зробити висновок про те, що волокнисті відходи паперових виробництв можуть бути перспективним наповнювачем епоксикомпозитів, а одержані результати можуть мати практичне використання.

ОЧИСТКА СТИЧНИХ ВОД ПАПЕРОВИХ ВИРОБНИЦТВ МЕТОДОМ КОАГУЛЯЦІЇ

Гарбарчук С.¹, Костюченко В.¹, Бортнік О.¹, Ганжук А.¹, Галиш В.^{1,2}

¹ *Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, v.galysh@gmail.com*

² *Інститут хімії поверхні ім. О.О. Чуйка, НАН України, Україна, м. Київ*

Захист навколишнього середовища має бути пріоритетним завданням будь-якого промислового підприємства. Функціонування підприємств паперової галузі супроводжується утворенням стічних вод, які в залежності від виду продукції, що випускається, містять велику кількість змулених та розчинних речовин органічного, неорганічного та біологічного походження. Традиційним способом знешкодження таких стічних вод залишається біологічна очистка, для організації якої необхідні значні площі. Сам процес досить тривалий за часом та вимагає додаткових ресурсів для утилізації відпрацьованого активного мулу.

Вирішити цю проблему можна шляхом розробки та впровадження способів локальної очистки з використанням методу коагуляції, який в подальшому дозволить підвищити ефективність біологічної очистки та знизити негативний вплив на навколишнє середовище.

Для визначення ефективності перебігу процесу коагуляційного очищення стічних вод паперової галузі в роботі був використаний модельний розчин, характеристика якого наведена в табл. 1. Як коагулянт використовували розчин FeCl₃. Розрахована теоретична доза коагулянту склала 37,5 мг/дм³. Для визначення оптимальної дози коагулянту було проведено серію дослідів, в яких теоретичну дозу коагулянту збільшували та зменшували на 50 %. Ефективність процесу оцінювали за значенням вмісту змулених речовин, сухого залишку, вмістом хлоридів та окисністю. За результатами дослідження було встановлено, що оптимальна доза коагулянту FeCl₃ в даному випадку склала 46,8 мг/дм³.

Таблиця 1 – Характеристика модельного розчину до та після коагуляції

Параметри	Значення до коагуляції	Значення після коагуляції
Зовнішній вигляд	Каламутний розчин з незначним осадом	Прозорий розчин без осаду
pH	4,87	-
Вміст змулених речовин, мг/дм ³	127	1,9
Вміст прожарених змулених речовин, мг/дм ³	30,5	-
Сухий залишок, мг/дм ³	37,2	40,5
Прожарений сухий залишок, мг/дм ³	13,4	-
Хлориди, мг/дм ³	77,5	132,8
Сульфати, мг/дм ³	0,1	-
Загальна твердість, ммоль/дм ³	5,05	-
Окисність, мг О ₂ /дм ³	24,4	15,2

Наведені результати свідчать про високу ефективність використання коагулянту на основі Fe(III) для очистки модельного розчину від змулених речовин, проте з іншого боку, показано, що в результаті використання як коагулянта FeCl₃ очищений модельний розчин характеризується підвищеним вмістом хлорид-йонів і потребує доочищення.

ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ ВІД НІТРАТІВ МЕТОДОМ ВИТІСНЮВАЛЬНОЇ БІОФІЛЬТРАЦІЇ

В.С. Гевод, А.С. Чернова
Науковий керівник д.х.н. В.С.Гевод

Український державний хіміко-технологічний університет
Дніпро, Україна, aquilegva@ua.fm

У останні десятиліття на селітебних територіях відбулася істотна зміна мінерального складу підземних вод. У воді колодязів та скважен виявляють концентрації нітратів, що набагато перевищують санітарно-гігієнічні нормативи. Надмірна концентрація нітратів у питній воді спричиняє метгемоглобінемію у немовлят і провокує виникнення злоякісних пухлин та інших небезпечних захворювань у дорослих.

В даний час для видалення нітратів з питної води застосовують іонообмінну фільтрацію, адсорбційну фільтрацію, катодне відновлення та електродіаліз, баромембранну фільтрацію і біофільтраційне відновлення нітратів до молекулярного азоту у фільтруючих пристроях з рухомими і нерухомими носіями колоній інкубованої мікрофлори. Кожен з перерахованих методів забезпечує виконання поставленого завдання, але перші чотири не є екологічно досконалими (дружніми) та оптимальними з точки зору їх життєвих циклів (вуглецевого сліду), а останній - біофільтраційний застосовується в технологіях централізованої водопідготовки, але не набув поширення в індивідуальних пристроях децентралізованого питного водозабезпечення. Це пов'язано зі специфікою біофільтраційного відновлення нітратів до азоту гетеротрофною і автотрофною мікрофлорами.

Метою даної роботи було показати, що змінення режиму експлуатації денітрифікуючого біофільтра з безперервно проточного способу фільтрації на періодично витіснявальний, дає змогу суттєво спростити конструкцію, зменшити матеріаломісткість необхідного обладнання та забезпечити в пристроях індивідуального користування ефективно видалення нітратів з води, що очищується.

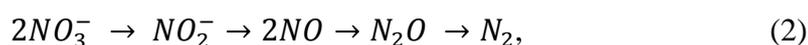
Біофільтри з нерухомим завантаженням, що фільтрує, при відношенні їх висоти до діаметру > 20 є реакторами ідеального витіснення. В них відбувається "поршнева" течія рідини без перемішування уздовж потоку при рівномірному розподілі концентрації розчинених речовин у напрямі, перпендикулярному потоку.

Математичною моделлю роботи реактора ідеального витіснення, зі зміною концентрації речовини в його просторі внаслідок протікання хімічної або біохімічної реакції, є рівняння:

$$\frac{\partial C_i}{\partial \tau} = -u \frac{\partial C_i}{\partial l} \pm W_i \quad (1)$$

Де: C_i – концентрація i -ої речовини в просторі біофільтра; τ – час; u – лінійна швидкість фільтрації; l – координата (довжина апарату); W_i – швидкість хімічної або біохімічної реакції по i -ої речовині.

У разі реакцій мікробіологічної денітрифікації, які насправді здійснюються за схемою:



процес зміни концентрації нітрат - іонів в просторі біофільтра можна розглядати як реакцію першого порядку, тобто:



Тоді відповідно до (1) динаміка біофільтраційної денітрифікації описується рівнянням:

$$\frac{\partial C_{NO_3^-}}{\partial \tau} = -u \frac{\partial C_{NO_3^-}}{\partial l} - k C_{NO_3^-} \quad (4)$$

Тут: k - константа швидкості біофільтрації за нітрат-іонами.

При цьому для усталеного (стаціонарного) режиму біофільтрації з лінійною швидкістю фільтрації (u) отримуємо:

$$C_{\text{вых } NO_3^-} = C_{\text{вх } NO_3^-} \exp\left(-\frac{kl}{u}\right). \quad (5)$$

А якщо здійснюється не проточний режим ($u=0$), то:

$$C_{(\tau) NO_3^-} = C_{(\tau=0)NO_3^-} \exp(-k\tau). \quad (6)$$

З (5) і (6) витікає, що на виході з біофільтра концентрації іонів NO_3^- , будуть однаковими, якщо час перебування цих іонів всередині біофільтруючого простору при наскрізному потокові (величина відношення l/u) рідини, що очищується, буде таким же, як і час їх перебування (τ) при нульовому потоку.

А це означає, що якщо в біофільтр періодично (через проміжки часу $\tau = l/u$), порціями подавати воду, забруднену нітратами, то з біофільтра синхронно можна отримувати такі ж порції денітрифікованої води.

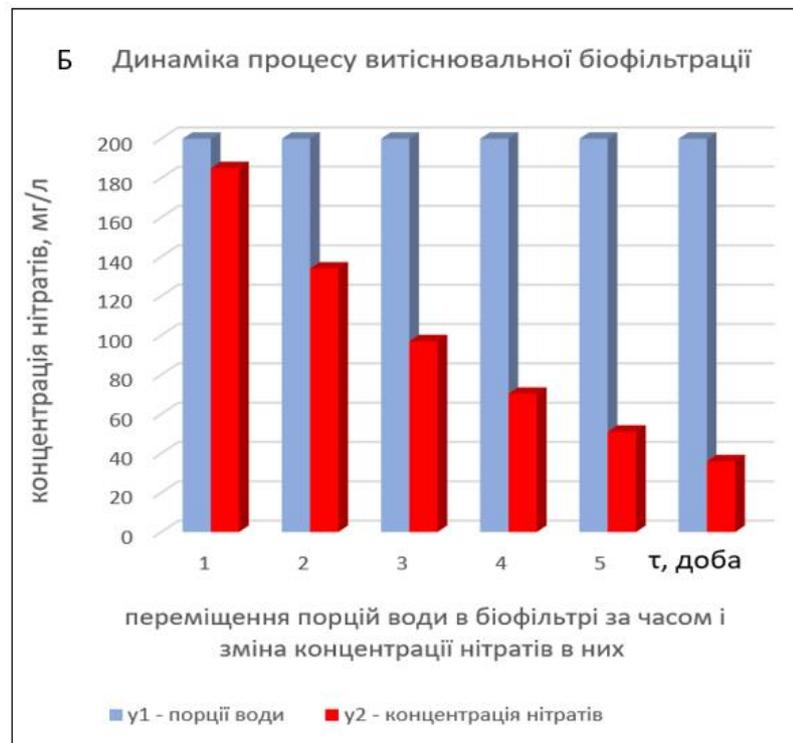
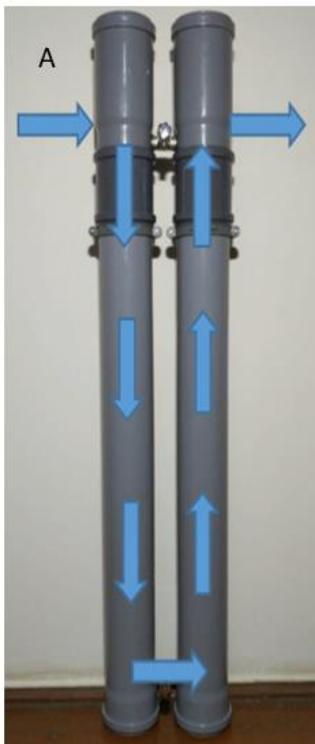


Рис. 1. а). Фотографія створеного U- образного денітрифікатора і траєкторія "поршневого" руху рідини в нім;

б). Динаміка процесу витіснювальної денітрифікації:

- $y_1(\tau_1)$ - концентрація нітратів в порціях води, що подається на біофільтрацію;
- $y_1(\tau_6)$ - концентрація нітратів в порціях фільтрату, що отримується;
- $y_1, \tau_2 - y_1(\tau_5)$ - концентрації нітратів в порціях води за траєкторією фільтрації;
- $y_2(\tau_1) - y_2(\tau_6)$ - об'єми порцій води, що подаються, послідовно переміщуються усередині фільтру та виходять з біофільтру (об'єм кожної порції за умовами експерименту 2000 мл).

Кількість і якість денітрифікованої води, що отримується за процедурою витіснювальної біофільтрації, пов'язані з об'ємами і частотою подання порцій води у біофільтр та залежать від константи швидкості реакції мікробіологічної денітрифікації.

Очищення води від нитрат-ионов методом витіснювальної біофільтрації здійснили в фільтруючому пристрої U- подібної форми. У ньому габаритна довжина фільтраційного шляху склала 2400 мм. Корпус пристрою був виготовлений з стандартних полівінілхлоридних труб з внутрішнім діаметром 100 мм, завдовжки 1500 мм, заглушеним дном і гідравлічною перемичкою, встановленою на відстані 50 мм від заглушеного дна. У верхній частині кожної з труб, що утворюють U- подібну конструкцію, на відстані 200 мм від їх відкритих верхніх торців були зроблені отвори і вмонтовані патрубки для подачі води на фільтрацію і відведення відфільтрованої води. Таким чином, у вхідному коліні біофільтруючого пристрою вода переміщалася в напрямку зверху-вниз, а у вихідному – знизу-вгору як показано на рис 1а.

Для мікробіологічної денітрифікації було застосовано фільтруюче завантаження з профільованих порожнистих поліпропіленових роликів з вирощеними на їх поверхні колоніями денітрифікуючих гетеротрофних бактерій. Калібр роликів завантаження складав 16 x 12 мм, площа поверхні у насипному виді - $1000 \text{ м}^2/\text{м}^3$, питомий об'єм вільного простору в фільтруючому дорівнював 0.75 м^3 на 1 м^3 насипного матеріалу.

На біологічну фільтрацію вода, що містила нітрати, подавалася з додаванням етанолу в співвідношенні 2,3г $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ на 1г $\text{NO}_3 - \text{N}$ [1]. Періодичну подачу заданих об'ємів вихідної води в біофільтр і синхронний відбір таких само об'ємів денітрифікованої води здійснювали в один і той же час щодоби. Отримані результати представлені на рис.1.б

Зміна режиму біологічної фільтрації з безперервно проточного на періодично витіснювальний, як показано на рис. 1б, забезпечує отримання наступних переваг:

- Відпадає необхідність створення за допомогою дорогих пристосувань безперервного повільного потоку води, що денітрифікується, через біофільтр.
- Споживач отримує можливість періодично подавати великі порції води на біофільтрацію і одночасно отримувати таку ж кількість денітрифікованої води.
- Біофільтр має просту конструкцію і може бути зібраний з матеріалів з мінімальним вуглецевим слідом.

Література

1.Mosheni-Bandoi A.,Elliot D.J.,Zazouli M.A. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review *J Environ Health Sci Eng.* 2013; 11: 35. Published online 2013 Dec 19.doi:[10.1186/2052-336X-11-35](https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-35).PMCID: PMC3880027, PMID: 24355262.

ОЧИСТКА СТИЧНЫХ ВОД ПИВОВАРЕНЬ ЗА ДОПОМОГОЮ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ *CHLORELLA VULGARIS*

Голуб Н.Б., Левтун І.І.

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

golubnb@ukr.net

Стурбованість екологічною безпекою призвела до встановленню більш жорстких норм щодо скиду стічних вод пивоварних заводів у каналізаційну мережу. Такі стічні води містять органічні сполуки, які необхідно утилізувати. Стічна вода зазвичай має високі значення ХСК ($2000-6000 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$) та БСК ($1200-3600 \text{ мг/дм}^3$) через наявність органічних компонентів

(цукрів, розчинного крохмалю, етанолу, легких жирних кислот). Температура стічних вод пивоварних заводів зазвичай коливається від 25° С до 38° С. Рівень рН води мінливий (3-12) і залежить від кількості та типу хімічних речовин, що використовуються для очищення та дезінфікування. Вміст загального азоту - 25-80 мг/дм³ та фосфору - 10-15 мг/дм³, показники залежать від обробки сировини та кількості дріжджів, що знаходяться в стоках [1].

Метод очищення стічних вод мікробіодоростями - це новий в промисловості екологічно чистий біотехнологічний процес. Мікробіодорості добре ростуть у багатих поживними речовинами середовищах, перетворюючи забруднення у корисну біомасу. Одержану біомасу можна використовувати як корм для тварин, біодобриво та відновлювальне джерело енергії.

Мікробіодорості завдяки їх фотосинтетичній діяльності виділяють кисень, який утилізують бактерії у стічних водах. Мікробіодорості також фіксують CO₂ шляхом засвоєння HCO₃⁻ з CO₂, що не призводить до зміни рН середовища та стабілізує його значення.

За високій концентрації нітрогену необхідно проводити додаткові стадії очищення, що ускладнює процес. Як показано на рис. 1 у випадку використання аеробних бактерій разом з *Clorella vulgaris* амоній видаляється одночасно з видаленням інших речовин і як наслідок додаткові затрати на його видалення непотрібні.

Chlorella vulgaris у стічних водах здатна знизити концентрацію азоту та фосфору до необхідних норм. Видалення низькомолекулярних органічних речовин при тривалому культивуванні складає до 95% при значному зростанні біомаси мікробіодоростей. Використання *Clorella vulgaris* дозволяє зменшити вміст азоту на 78-80% та фосфору на 90-95% за той самий час за який звичайним аеробним методом вміст азоту зменшується на 45-50% при вихідній концентрації 125 г/м³ та фосфору на 52-54% при вихідній концентрації 50 г/м³. Тобто при внесенні *Clorella vulgaris* при вмісті нітрогену в стічній воді 120-130 г/м³ швидкість видалення збільшується вдвічі. Так для зменшення вмісту азоту на 98% аеробній асоціації знадобилося 4 годин, а при додаванні *Clorella vulgaris* зменшення вмісту азоту на 98% відбувалося через 2 години.

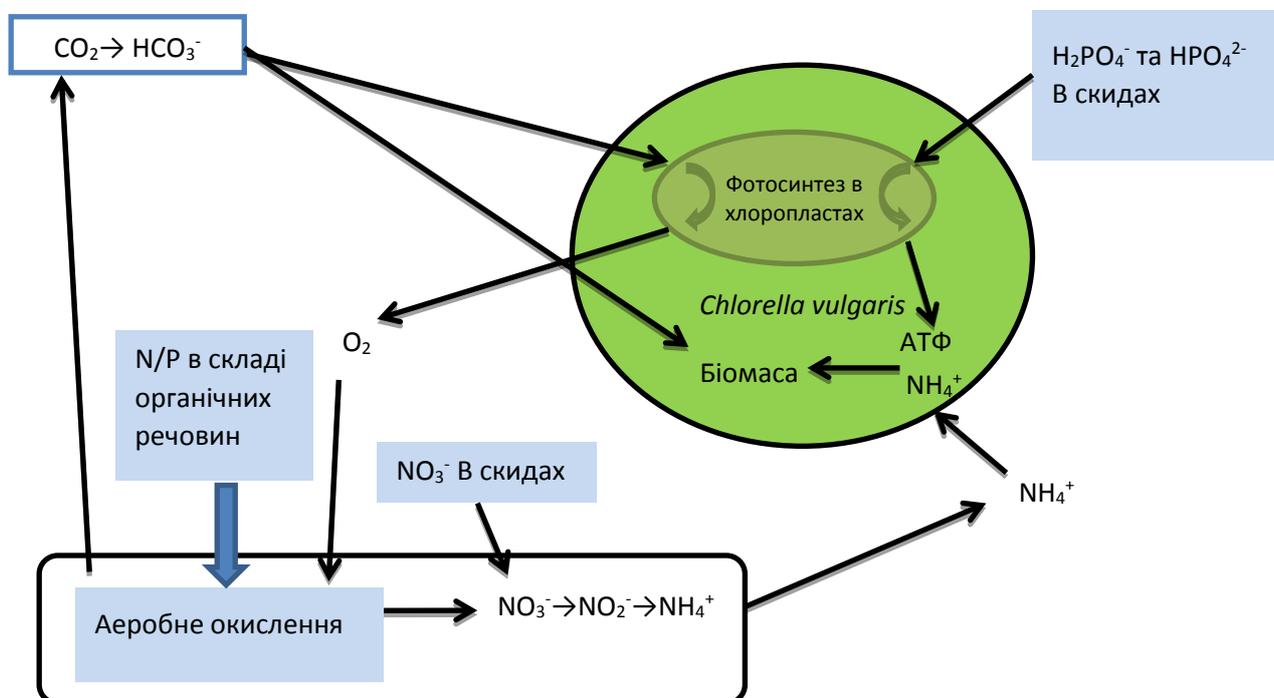


Рис.1. Взаємодія бактерій та мікробіодоростей *Clorella vulgaris* при очищенні стічної води

Мікрородості виділяють кисень як побічний продукт, який використовується аеробними бактеріями, що дає змогу знизити енерговитрати.

Clorella vulgaris також значно зменшує викиди CO₂ в атмосферу який утворюється при аеробному процесі. Також оскільки *Clorella vulgaris* у такій системі одержує вже розчинений CO₂ його засвоєння відбувається набагато активніше ніж у звичайних фотобіореакторах де його необхідно подавати у вигляді найменших бульбашок для ефективного розчинення. Завдяки такому розчиненню ефективність поглинання дуже висока і як наслідок додавання мікрородостей до аеробного процесу призводить до фіксації 183 тонн вуглекислого газу на 100 тонн біомаси. Внесення хлорели у стандартну технологію аеробного очищення дозволяє зменшити викиди CO₂ на 100-200 тонн за добу при очищенні 1000 м³ стічної води пивоварні.

Таким чином, обробка стічних вод мікрородостями має переваги у порівнянні з стандартними методами.

1) Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E. The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. Desalination. 2011;273:235–247. doi: 10.1016/j.desal.2011.02.035.

ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ВИКОРИСТАННІ МАГНЕТИТУ

Гомеля М.Д., Трус І.М., Камаєв В.С.

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

Вилучення іонів міді із води із високим ступенем очищення, як і проблема очищення води від інших важких металів, є досить складною [1]. Більшість відомих методів очищення води від іонів важких металів не забезпечують необхідної ефективності їх вилучення із води. Проблема ускладнюється великими об'ємами стічних вод, що містять іони міді. Витрата води на скид в атомних електростанціях сягає 300000 – 800000 м³/добу.

Відомо, що сорбенти на основі магнетиту забезпечують ефективне вилучення іонів важких металів із води. Вони є достатньо ефективними при вилученні іонів важких металів із води в присутності іонів жорсткості. Як правило, використовують магнетит, отриманий при співвідношенні іонів заліза (II) та заліза (III) у реакційній суміші 1:2. Хоча відомо, що при збільшенні вмісту заліза (II) магнетит має більш аморфну структуру, що повинно впливати на його сорбційну здатність. Тому в даній роботі використовували магнетит при співвідношенні Fe (II)/Fe (III) як 1:2; 1:1 та 2:1 [2]. Для підвищення сорбційної ємності отриманих сорбентів при синтезі магнетиту в розчині лугу, яким обробляли суміш солей заліза (II) та заліза (III) додавали тіокарбамід, гуанідін, тісемікарбазид в концентрації 1% та сульфід натрію в концентрації 1 та 2%.

При використанні магнетиту для вилучення іонів міді з води показано, що сорбційна здатність магнетиту зростає як із підвищенням концентрації міді в розчині, так із співвідношенням $K=[Fe^{2+}]/[Fe^{3+}]$ в ряду 1:2; 1:1 та 2:1. Так при $K=1:2$ сорбційна ємність магнетиту не перевищувала 100 мг/г в усьому діапазоні вибраних концентрацій. При $K = 1:1$ сорбційна ємність магнетиту сягала 108 мг/г при сорбції із дистильованої води та 134 мг/г при сорбції із водопровідної води. При $K = 2:1$ сорбційна ємність магнетиту як у дистильованій так і водопровідній воді перевищувала 200 мг/г. Це говорить про те, що із збільшенням

співвідношення К магнетит має більш аморфну структуру, що обумовлює підвищення його сорбційної ємності. Крім того, із приведених даних очевидно, що іони кальцію та магнію практично не сорбуються на магнетиті і тому ніяк не впливають на сорбцію іонів міді. Це дуже важливо, тому що при таких властивостях сорбенту його можна використовувати для вилучення іонів важких металів як із природних, так і стічних вод, що містять іони жорсткості. При використанні магнетиту сорбуються лише іони важких металів без вилучення іонів жорсткості. При застосуванні катіонітів іони жорсткості та іони важких металів сорбуються разом, при цьому відношення ємності катіоніту по іонах жорсткості та по іонах важких металів близьке до співвідношення концентрацій даних катіонів у розчині. А якщо врахувати, що концентрації іонів жорсткості у воді часто в десятки разів вищі за концентрації іонів важких металів, то стає зрозумілим, що застосування іонного обміну доцільне лише при глибокому пом'якшенні води. Такий підхід недоречний, якщо ідеться про очищення стічних вод.

Отже, на прикладі вилучення іонів міді з водних розчинів було показано, що сорбційна здатність магнетиту зростає при збільшенні відношення концентрацій іонів заліза (II) до заліза (III) від 1:2 до 1:1 та 2:1.

Використана література

1. Білявський С.А. Оптимізація технології одержання сорбентів з відходів рослинного походження / С.А. Білявський, Р.Б. Сарахман, В.В. Галиш, І.М. Трус // Екологічні науки. – 2018. –2(21). – С. 212-217.
2. Гомеля М.Д. Очистка води від іонів важких металів відстоюванням, нанофільтруванням та флотацією / М.Д. Гомеля, І.М. Трус, О.В. Глушко // Вчені записки Таврійського національного університету імені В.І.Вернадського. – 2019. – Том 30 (69) . – № 2. – С. 204-213.

ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ШКІРЯНОГО ПІДПРИЄМСТВА

Горбенко А.В., Кокідько Ю.С.

Науковий керівник к.т.н., доц. Охмат О.А.

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, м. Київ
gvc-72@ukr.net, bilanenkoylia@ukr.net*

Підприємства по виробництву натуральної шкіри можна віднести до водозатратних. Орієнтовно 80 м³ води шкіряне підприємство витрачає на переробку однієї тони консервованої сировини [1]. Зважаючи на те, що у виробничому циклі таке підприємство використовує велику кількість хімічних матеріалів, його стічні води містять доволі високі концентрації речовин різної природи, ступеня розчинності та дисперсності. Слід також пам'ятати, що виробництво натуральної шкіри полягає в переробці біополімеру тваринного походження, основа структури якого – азот, частина якого переходить у стічні води. Шерсть з перероблених шкур тварин – ще одне джерело забруднення. Тому для очищення стічних вод шкіряні підприємства застосовують комплексні заходи.

Традиційна схема очищення промислових стічних вод включає групи способів: механічні, фізичні, фізико-механічні, хімічні, фізико-хімічні, біологічні, комплексні [2]. Вибір схеми очищення залежить в першу чергу від ступеня забруднення стічних вод та природи забруднювача. Найпростіший механічний спосіб може бути реалізований через подрібнювання, дистиляцію, уловлювання, відстоювання, фільтрацію. Спосіб дозволяє очистити стічні води від

твердих часток або від жиру. Фізичні методи ґрунтуються на випаровуванні, виморожуванні або магнітній обробці. Фізико-механічні способи очищення стоків базуються на флоатації, мембранних методах очищення, електродіалізі. Хімічне очищення включає або метод окиснення, або зміну рівня рН. Фізико-хімічні методи полягають у процесах сорбції або іонного обміну, коагуляції або флокуляції. Для забезпечення стічних вод від наявності в них бактерій або ряду вірусів застосовують очищення шляхом хлорування, озонування, від органічних речовин – процеси окиснювання або відновлювання під дією мікроорганізмів.

Враховуючи складний та нерівномірний характер забруднень стічних вод шкіряні підприємства користуються багатоступеневим очищенням, яке полягає спочатку в механічному очищенні, після якого застосовують фізико-хімічні та біологічні методи. Схема очищення стічних вод може передбачати відведення їх єдиним потоком або відокремленням дубильних відпрацьованих розчинів, які зазвичай мають низький рівень рН та містять іони важкого металу (трьохвалентного хрому). Очищення стічних вод від іонів важких металів потребує застосування додаткових методів, як то: реагентних, біохімічних, іонообмінних, сорбційних, електрохімічних [3]. Основний потік стічних вод при цьому складають слабколужні відпрацьовані розчини після проведення циклу підготовчих процесів (відмочування, зоління), переддубильних (знезолування-м'якшення), після дубильних (нейтралізація, знежирювання, фарбування, жирування), для очищення яких застосовують хімічні та фізико-хімічні методи.

Сьогодні ж підприємства все частіше беруть за основу замкнений цикл водокористування, в якому вода повертається у виробничі корпуси після проведення комплексних заходів з її очищення.

Література

1. Mass balance in leather processing / Regional programme for pollution control in the tanning industry in South East Asia. – UNIDO, 2000. – 27 p.
2. Павлова М. С. Экологический аспект химической технологии кожи / М. С. Павлова. – МГАЛП, 1997. – 191 с.
3. Зинатулина Н.М. Физико-химические методы обезвреживания сточных вод / Н.М. Зинатулина, Г.И.Ханина, О.А.Коваленко, Н.В.Гудзь. // Хімічна промисловість України – № 1–2, 2000. – С. 93-98.

УДК 628.3

АНАЛІЗ МЕТОДІВ БІОТЕСТУВАННЯ СТІЧНИХ ВОД

Горват В. В., Саблій Л.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056, gorvatvasilisa@gmail.com

Біотестування є методом інтегральної оцінки якості навколишнього середовища. При цьому проводиться токсикологічний аналіз, використовуються затверджені методи, враховується сумарний ефект незалежно від якісних і кількісних характеристик тестованого середовища. Біотестування може бути застосовано для оцінки якості природних і стічних вод, ґрунту і відходів. Також його можна застосовувати при визначенні ГДК забруднюючих речовин та розробки нормативно допустимого скидання стічних вод у природні водойми. Репрезентативність даних, отриманих при біотестуванні, залежить від обраних тест-об'єктів, їх кількості і використання затвердженої методики [1].

Актуальність проблеми полягає в тому, що результати біотестування можна використовувати для прийняття рішень щодо скорочення скидів забруднюючих речовин, виявлення порушень водного законодавства, проведення екологічної експертизи нових технологій, проектів щодо інтенсифікації очищення стічних вод. Промисловим підприємствам проведення токсикологічного контролю дозволяє скорочувати витрати на природоохоронні заходи за рахунок раннього виявлення небезпеки стічних вод і можливості здійснення селективного пошуку найбільш небезпечних хімічних матеріалів, які використовуються при виробництві продукції і потрапляють у стічні води. Контроль за допомогою біотестування дає можливість виявляти присутність токсичних речовин на рівні доз, що токсично діють на живі організми [2].

Методики біотестування обираються таким чином, щоб використовувати організми не тільки різних трофічних рівнів, важливих для водних екосистем, а й тих, які володіють різною чутливістю до різноманітних забруднювачів [3].

Існує багато методик біотестування. Наприклад, визначення токсичності води по життєдіяльності дафній *Daphnia magna*, церіодафній *Ceriodaphnia affinis*, по ферментативній активності ліофілізованих мутантних бактерій *Escherichia coli*, по хемотаксичних реакціях інфузорій *Paramecium caudatum*, по визначенню зниження темпу зростання водоростей *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda*, впливу важких металів на рухливість клітин *E. gracilis*, по життєдіяльності риб *Poecilia reticulata* Peters або *Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan, тощо [2, 4].

Хребетних тварин небажано використовувати в якості тест-організмів для біотестування, оскільки операції в лабораторних умовах створюють сильний стрес на них, що може маскувати їх реакції на оціночний токсичний фактор. Це, відповідно, призводить до зниження достовірності і точності результатів.

Найкращими представниками тест-об'єктів для оцінки загальної токсичності стічних вод є вищі безхребетні тварини – молюски, членистоногі та інші. Вони мають всі основні анатомо-фізіологічні системи, як і вищі тварини. В той же час вони легше, без значних стресових реакцій пристосовуються до експерименту [2].

Стратегія вибору оптимального тест-об'єкту для визначення загальної токсичності середовища повинна ґрунтуватися на тому, що загальна токсичність може бути з'ясована тільки відповідно до функціональної зміни всього організму, яка встановлюється характером взаємодії його основних анатомо-фізіологічних систем. З цього слідує, що для визначення загальної токсичності може бути використаний тільки такий тест-об'єкт, який має ті ж системи, як і організми, на яких будуть поширюватися результати тестування, і порушення функціонування цих систем можуть призводити до розвитку стресу [3].

1. Дзюба Е. А. Применение биотестирования для качественной оценки состояния окружающей среды и ее отдельных компонентов / Пермский государственный национальный исследовательский университет (Пермь). – 2014. – 369–379 с.
2. Косарева Е. Н. Экотоксикологический контроль сточных вод посредством методов биотестирования на предприятиях ЦПБ / ИВУЗ. Лесной журнал. – 2007. – 101–111 с.
3. Гончарук В. В. Теоретические аспекты биотестирования природных и питьевых вод / Химия и технология воды. – 2012. – 171–178 с. ISSN 0204–3556
4. Балашова, В. Л. Оценка токсичности и детоксикации сточных вод методом биотестирования подвижности клеток / Водные ресурсы и климат : материалы V Международного Водного Форума, 5-6 октября 2017 г., г. Минск : в 2 ч. / Белорусский государственный технологический университет - Минск. - 2017. – 148-151 с.

АЛЬТЕРНАТИВНА ТЕХНОЛОГІЯ ІСНУЮЧИХ ПРОЦЕСІВ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВА КАРБАМІДУ

Демчук І.М.¹, Столяренко Г.С.², Кузнєцова С.Ю.¹, Фоміна Н.М.²

1 – Публічне акціонерне товариство «АЗОТ», м. Черкаси

2 – Черкаський державний технологічний університет, м. Черкаси

e-mail: ivannademcuk19@gmail.com

Відповідно до рішення Європейської економічної комісії Організації Об'єднаних Націй і Декларації про маловідходну і безвідходну технології, важливим напрямком захисту довкілля є створення та реалізація маловідходних технологій.

Всі відомі схеми виробництва карбаміду з NH_3 і CO_2 розділені на 5 груп:

I. Процеси без рецикла (з переробкою NH_3 , а інколи CO_2 , в солі амонію).

II. Процеси з частинним рециклом NH_3 .

III. Процеси з рециркуляцією гарячих газів.

IV. Процеси з рециркуляцією вуглеамонійних солей в розчині або у вигляді суспензії (рідинний рецикл).

V. Процеси, основані на селективному вилученні газової фази одного з компонентів і роздільного повернення NH_3 і CO_2 в цикл (газовий рецикл).

Схеми з I до III групи, внаслідок малої рентабельності виробництва, втратили свою актуальність та на даний час не експлуатуються. Самими розповсюдженими є схеми з рідинним рециклом. Технологічний процес складається із таких основних технологічних стадій:

1. Очистка діоксиду вуглецю від горючих домішок.

2. Синтез карбаміду із NH_3 та CO_2 .

3. Рецикл.

4. Випаровування розчину карбаміду, гранулювання.

5. Абсорбція, десорбція, гідроліз.

Основна частина стічних вод виробництва карбаміду утворюється у вузлі конденсації сокової пари, яка виділяється при зневодненні розчину карбаміду. Дегідратація карбаміду перебігає у вакуум-випарних апаратах. Відповідно до стехіометричного рівняння синтезу карбаміду, кількість води, яку слід видалити з процесу, теоретично не може бути менше 0,3 т/т $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$. Практично, у зв'язку з використанням парових ежекторів для створення вакууму у системах зневоднення, ця кількість може досягати до 1,5 м³/т. Наприклад, при виробництві карбаміду по стріпінг-процесу продуктивністю 330000 т/рік утворюється не менше 222 000 м³/рік КСП, фактично ~ 500 000 м³/рік.

Для очищення від сполук Нітрогену, що містяться в конденсаті сокової пари, стоки піддають двоступеневої десорбції і гідролізу. Утилізація залишкових N-вмісних сполук в промислових умовах здійснюється на біологічних очисних спорудах. Незважаючи на те, що такий багатоступеневий спосіб очищення призводить до 72–77 %-го зниження сполук N, даний спосіб потребує високих витрат електричної та теплової енергії.

Ціллю роботи стала розробка технології утилізації аміаку і карбаміду, які є одними із основних складових азотовмісних стоків виробництва карбаміду, утворених в результаті конденсації сокової пари.

Очищення води від сполук азоту: хлорування, озонування, ультрафіолетовим опроміненням, за допомогою іонообмінних матеріалів, віддувкою аміаку повітрям потребує використання дорогих реагентів та спеціального обладнання, досить енергоємне, а також, у випадку очищення забрудненої води від сполук, котрі містять амідний та нітратний азот, є малоефективним. Мембранні методи забезпечують достатній ступінь очищення забруднених сполуками азоту стоків, але вони економічно нерентабельні.

Для встановлення доцільності проведення дослідження пошуку альтернативних способів очищення стічних вод виробництва карбаміду проведено визначення економічної ефективності ліквідації стадії очищення стічних вод. В результаті дослідження встановлено, що можна заощадити близько 2,4 % від собівартості карбаміду.

Один з методів очищення конденсатів сокової пари, котрі містять сполуки амідного та амонійного азоту, а саме – метод електроактивації був апробований в лабораторних умовах при проведенні дослідницької роботи над даною темою. Чиста вода погано проводить електричний струм, але все ж таки має властивість електропровідності, що пояснюється незначною дисоціацією води на іони водню і гідроксид-іони. Конденсати сокової пари в своєму складі майже не містять великої кількості розчинених іонів, тому для зниження витрат електроенергії прийнято рішення вводити в стоки розчини натрію хлористого. В процесі утворилися іони гіпохлориту, котрі, вступаючи в реакцію з карбамідом, утворили нову сполуку, що в подальшому ідентифікована як гідразин. Вихід гідразину був дуже малий, тому його наявність вдалося підтвердити тільки якісно.

Тема очистки стічної води повернулася в русло використання стоків у якості вторинної сировини для синтезу гідразину.

Проведено низку дослідів при детермінації методів та параметрів. Прийнято рішення інтенсифікації процесів за допомогою електромагнітного нагріву синтез-розчину. Для цього створена математична модель кінетики хімічних реакцій, що ініціюються електромагнітним нагрівом, яка являє собою рівняння теплопровідності (1) та рівняння Ареніуса (2):

$$\left\{ \begin{array}{l} \rho c \frac{\partial T}{\partial \tau} = \lambda \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} - m \rho Q \frac{\partial \eta}{\partial \tau} + P(x, \tau) \quad (1) \\ \frac{\partial \eta}{\partial \tau} = k_0 f(\eta) e^{\frac{W}{RT}}, \quad (2) \end{array} \right.$$

де $T(x, \tau)$ та $\eta(x, \tau)$ – температура та концентрація кінцевого продукту хімічної реакції; x – координата; τ – час; ρc , λ та m – об'ємна теплоємність, теплопровідність та пористість сировини, ρ – густина, Q – тепловий ефект, k_0 – константа швидкості хімічної реакції; W – енергія активації; R – постійна газова стала. Функція $P(x, t)$ густина розподілених по об'єму теплових джерел.

Зміну діелектричних властивостей при нагріванні обумовлює залежність діелектричної проникності середовища. Густину теплових джерел представлено у вигляді (3):

$$P = 2q_0 \alpha(x, \tau) \exp\left(-\int_0^{\infty} 2\alpha(x', \tau) dx'\right), \quad (3)$$

де q_0 – інтенсивність випромінювання, α – показник поглинання, що визначається частотою випромінювання і діелектричними властивостями сировини та продукту.

Результативна швидкість температурної хвилі в рухомому середовищі визначається сумою швидкостей конвекції та власної швидкості температурної хвилі в сталому стані. Тобто, якщо напрямки руху середовища і розподілення температурної автохвилі збігаються, то конвекція сприяє збільшенню швидкості температурної хвилі.

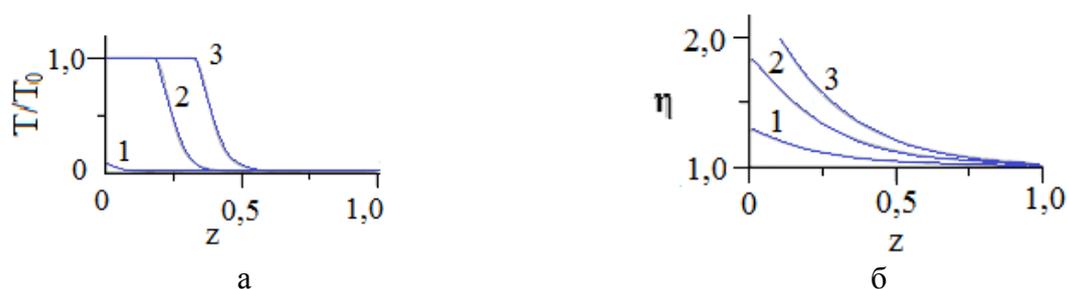
Без урахування залежності коефіцієнта поглинання від температури, значення густини теплових джерел виражено рівнянням (4). Концентрація кінцевого продукту хімічної реакції визначається порядком реакції (рівняння (5)). Початкові та граничні умови виражені рівнянням (6).

$$P = 2q_0\alpha \exp(-2ax). \quad (4)$$

$$f(\eta) = (1 - \eta)^n, \quad n = 1, 2, \dots, \infty. \quad (5)$$

$$\eta(x, \tau = 0) = 0, \quad T(x, \tau = 0) = T_0, \quad \frac{\partial T(0, \tau)}{\partial x} = 0, \quad T(L, \tau) = T_0. \quad (6)$$

Розв'язавши систему рівнянь методом наближень по неявній схемі за умови прийняття таких базових значень: $q_0 = 10^5$ Вт/м²; $\lambda = 1$ Вт/м·К; $\rho c = 2 \cdot 10^6$ Дж/м³·К; $Q = 10^5$ Дж/кг; $\alpha = 1$ м⁻¹; $k_0 = 10$ с⁻¹; $W = 10^5$ Дж/м, отримані результати розрахунків зображено на рис. 26 (а, б) у вигляді залежності безрозмірної величини температури, яка дорівнює відношенню досягнутої температури (Т) до початкової (Т₀) (рис. 1, а) та концентрації кінцевого продукту хімічної реакції η (рис. 1, б)) від безрозмірної координати z ($z = 2ax$) в різні моменти часу (τ).



крива 1 – $\tau = 1800$ с; крива 2 – $\tau = 5400$ с; крива 3 – $\tau = 9000$ с.

Рисунок 1 – Значення відношення температури Т до Т₀ хімічної реакції (а) та η (б) продукту реакції, що проходить у зоні дії опромінення

Встановлено, що збільшення Т призводить до збільшення швидкості хімічної реакції, але надмірне збільшення Т в області прореагованих речовин є небажаним.

На основі отриманих даних математичної моделі кінетики хімічних перетворень під впливом електромагнітного опромінення, створено установку синтезу гідразин сульфату, синтез гідразину в якій ініціюється мікрохвильовим опроміненням. В зв'язку з сильно вираженими відновними властивостями гідразину, в процесі його концентрування у вакуум-випарних апаратах втрачається ~ 30 % новоутвореного продукту. А в процесі стабілізації гідразину з наступним переведенням його в малорозчинну сіль – гідразин сульфат, втрати гідразину не перевищують 18 %. Тому виводити гідразин з зони реакції раціональніше у вигляді солі – гідразин сульфату.

Процес конверсії **N**-вмісних сполук конденсату сокової пари в $N_2H_4 \cdot H_2SO_4$ складається з таких стадій:

1. Підготовка сировини. У дану стадію входить визначення кількісного складу основної сировини – конденсату сокової пари та підготовка розчину гіпохлориту та гідроксиду натрію для змішування з конденсатами.
2. Змішування основних компонентів реакційної суміші у прямотоковому реакторі змішувачі.
3. Синтез гідразин-сирця в електромагнітному мультимодовому реакторі – основна стадія.
4. Синтез гідразин сульфату.

5. Концентрування синтез-розчину гідразин сульфату та видалення побічних продуктів.
6. Декантація та фільтрація.
7. Сушка.

В результаті реалізації процесу конверсії **N**-вмісних стоків вдалося досягти ступеня перетворення Нітрогену загального в N_2H_4 на рівні 6 %. З урахуванням низьких концентрацій азотовмісної сировини, даний показник є задовільним. Наприклад: ступінь перетворення **N** в N_2H_4 при синтезу Рашига становить 2,6 %).

Отже, досліджена технологія конверсії **N**-вмісних сполу в гідразин може конкурувати з існуючими методами очистки стоків (гідролізом, десорбцією та біологічною доочисткою). Варто зазначити, що впровадження маловідходних технологій основний пріоритет розвинених країн Європи.

УДК 628.3

ТЕХНІЧНЕ ТА ЕКОНОМІЧНЕ ПОРІВНЯННЯ СИСТЕМ АЕРАЦІЇ ПРИ БІОЛОГІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД

Дзюбій О.А., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056,
olga.dzyubij@gmail.com*

В результаті розвитку промислових технологій та збільшення ступеня урбанізації збільшується і кількість господарсько-побутових стоків, що, в свою чергу, підвищує навантаження на міські каналізаційні очисні споруди. Основними спорудами, в яких проходить очищення стічних вод (СВ), є аеротенки. Конструкція системи аерації безпосередньо впливає на ступінь очищення стічних вод. Аналіз витрат на експлуатацію станції очищення СВ показує, що витрати електроенергії на роботу системи аерації становлять від 50% до 70%. Достатнє і рівномірне розподілення кисню в системі аерації є запорукою швидкого, економічно вигідного та ефективного очищення стічних вод [1, 2].

Система аерації в аеротенках з активним мулом являє собою комплекс споруд і спеціального устаткування, що забезпечує рідину киснем, підтримку мулу у завислому стані й постійне перемішування стічної води з мулом. За способом диспергування повітря у воді на практиці застосовують три системи аерації: пневматичну, механічну й комбіновану.

Пневматичну аерацію підрозділяють на три типи залежно від розміру пухирців повітря: дрібнобульбашкову (розмір пухирців повітря становить 1–4 мм), середньобульбашкову (5–10 мм), крупнобульбашкову (більше 10 мм). Відмінною технічною рисою дрібнобульбашкового аератора є стійкість мембрани аератора до утворення відкладень, висока пропускна здатність за повітрям і спроможність забезпечити рівномірну аерацію без втрат тиску повітря. Недоліком даної системи аерації є те, що тільки близько 30% верхньої поверхні труби є робочою і створює дрібнобульбашкову аерацію, а інша частина (нижня й бічні) або не працює, або працює в струменевому режимі [3].

Перевагою крупнобульбашкових аераторів перед дрібнобульбашковими, є те, що вони майже не засмічуються. Але за рахунок розвитку струменевої течії рідини, відбувається значне

зниження ефективності за насиченням киснем, що погіршує процес масопереносу кисню повітря. Недоліком аеротенків з пневматичною аерацією є висока вартість в порівнянні з пневмомеханічною і механічною системами.

При механічній аерації перемішування здійснюють механічними пристроями, які забезпечують подрібнення струменів повітря, залученого безпосередньо з атмосфери обертовими частинами аератора. До основних переваг механічних аераторів можна віднести такі: простоту виготовлення, відсутність повітродувних станцій, високу окиснювальну здатність, невеликі витрати електроенергії. Серед недоліків можна відзначити недостатню високу надійність роботи, а також потреби в дефіцитному устаткуванні (мотор-редукторах, редукторах).

До недоліків цих двох систем слід віднести неможливість їх використання в спорудах з великою глибиною.

Комбіновані методи аерації поєднують обидві згадані вище системи, завдяки ним досягається розсіювання повітря у водяний простір (пневматична система) та примусова конвекція за допомогою механічної системи (рекомендується використовувати для стічної води з великим органічним забрудненням).

Для порівняння економічної ефективності різних систем аерації в стандартних умовах подано не абсолютні значення відповідних характеристик, а їх порівняльна оцінка. За одиницю прийнято вартість системи аерації з механічними аераторами з вертикальною віссю обертання, а порівняння витрат за 1 добу роботи системи аерації зроблено з врахуванням потужності очисних споруд, терміну їх окупності та складності експлуатації. Таким чином, споживання енергії (кВт·год/кгO₂) для пневматичної дрібнобульбашкової та комбінованої (турбінного аератора) систем аерації становить 0,77, для механічного аератора з горизонтальною віссю обертання – 0,55. Вартість енергії на аерацію протягом доби для пневматичної дрібнобульбашкової та комбінованої систем аерації становить 1,75, для механічної - 1,25 [4]. Порівнюючи капітальні витрати та загальну вартість аерації у розрахунку на 1 добу для різних систем аерації, можна сказати, що найдорожчим в експлуатації є дрібнобульбашковий пневматичний аератор.

Отже, дрібнобульбашковий аератор є найефективнішим способом аерації стічних вод. Проте він споживає більше енергії в порівнянні з іншими та вимагає значних експлуатаційних витрат. Механічні аератори набагато менш ефективні за рахунок створення великих бульбашок повітря, але, в свою чергу, потребують менших економічних затрат. Вибір системи аерації повинен бути здійснений на підставі техніко-економічного порівняння різних варіантів систем із врахуванням продуктивності очисної станції, характеристики забруднюючих речовин у стічних водах, необхідного ступеня очищення стічних вод та коштів, які виділяються замовником на будівництво чи модернізацію очисної станції біологічного очищення стічних вод.

1. Environmental Dynamics International. Optimization of Diffuser Systems Environmental Dynamics International // Technical Bulletin 153. – 2012.

2. Steven A. Modeling Wastewater Aeration Systems to Discover Energy Savings Opportunities Process / Steven A. Bolles // Energy Services, LLC. – 2011.

3. Орлов А. В. Интенсификация работы очистных сооружений с использованием пневмогидравлических аэраторов : дис. канд. техн. наук : 05.23.04 / Орлов А. В. – Иркутск, 2009. – 181 с.

4. Воронов Ю. В. Струйная аэрация / Ю. В. Воронов, В. Д. Казаков, М. Ю. Толстой. – Москва: АСВ, 2007. – 215 с.

КАРТА ЯКОСТІ ВОДИ УКРАЇНИ І ШЛЯХИ ЇЇ ВИКОРИСТАННЯ

Дрікер Ю.Д

Науковий керівник Мітченко Т.Є.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», 34/4, проспект Перемоги, Київ, 03056, Україна, efim.driker@gmail.com

Водне питання є найбільш актуальним в більшості країн світу, в тому числі і в Україні. Відомо, що Україна є однією з найменш забезпечених прісною водою країн Європи. Так, в Україні припадає на жителя 1,2 тис м³/рік води, що істотно менше, ніж в середньому по Європі, де ця цифра становить 8,6 тис м³/рік [1].

У той же час тільки 75,6% населення України забезпечено доступом до питної води з централізованих джерел водопостачання. В Україні централізованому очищенню піддаються як води з поверхневих джерел 86,4%, так і з артезіанських свердловин 13,6% [2]. До децентралізованим джерел питної води відносяться свердловини та колодязі.

Якість питної води в Україні регламентується документом ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», який включає всього 86 показників якості води, з яких 75 санітарно-хімічні та 11 санітарно-бактеріологічні [3]. Показники якості питної води повинні відповідати всім вимогам, сформульованим у цьому документі.

Інформація про якість води щорічно представляється в «Національній доповіді про якість питної води та стан питного водопостачання України» у вигляді частки нестандартних проб за санітарно-хімічними та санітарно-бактеріологічними показниками. (Нестандартні проби – ті, в яких один і більше показників якості води не відповідають встановленим вимогам). Представлена інформація не містить деталізацію конкретних забруднювачів, що ускладнює оцінку ступеня небезпеки використання питної води.

З урахуванням ситуації, що склалася, ВВО WaterNet був розроблений і впроваджений програмний продукт «Карта якості води України» – єдина актуальна база даних про якість питної води в різних регіонах України, що знаходиться у відкритому доступі. Для цього з 2010 року ВВО WaterNet в рамках проекту «Карта якості води України», проводить регулярну роботу з моніторингу та систематизації аналізів якості води з джерел розташованих в населених пунктах всіх областей України. Станом на кінець другого кварталу 2019 року база даних включала більш 43000 результатів аналізів питної води, в тому числі 7,6 тис. проб водопровідної води, 29,5 тис. проб води зі свердловин і 5,9 тис. проб води з колодязів (рис. 1).

Згідно з отриманими даними для кожного типу джерела води була розрахована частка нестандартних проб для тих чи інших показників якості води. Аналіз даних про склад питної води в Україні, показав, що найчастіше реєструються відхилення за такими санітарно-хімічними показниками якості: каламутність, загальна мінералізація, кольоровість, перманганатна окиснюваність, загальна твердість, залізо загальне, марганець, нітрати.

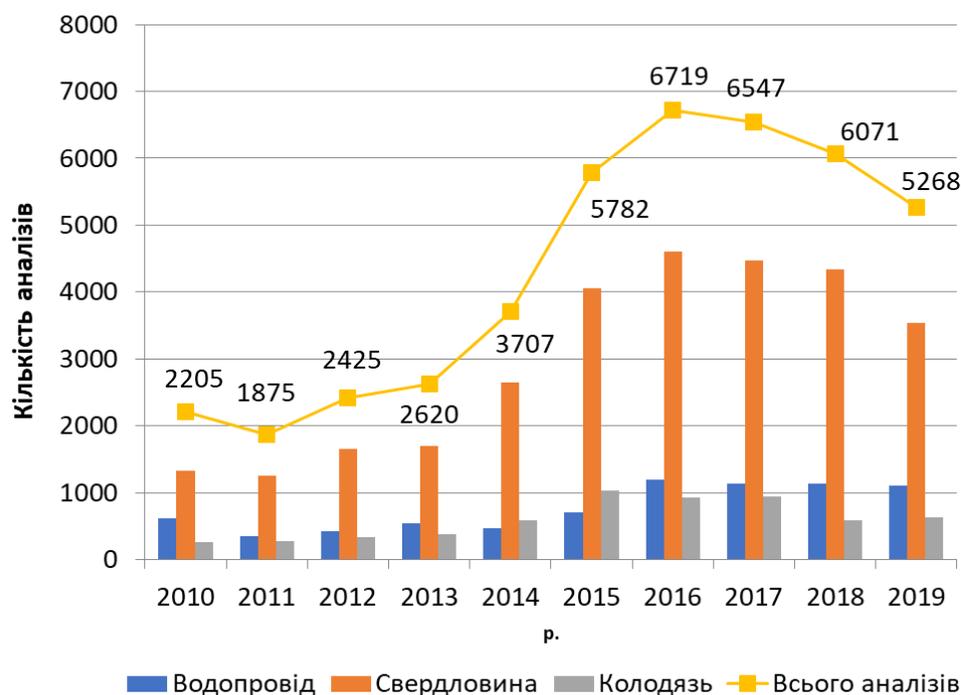


Рис. 1 Динаміка виконання аналізів води за час реалізації проекту «Карта якості води України»

Значення часток нестандартних проб для найбільш поширених забруднювачів води з різних джерел водоспоживання в Україні за 2010-2019 рр. представлені в таблиці 1. Подібний аналіз може бути проведений не тільки для країни в цілому, а й для кожної окремої області або конкретного населеного пункту (рис. 2).

Табл. 1 Значення часток нестандартних проб для найбільш поширених забруднювачів води з різних джерел водоспоживання в Україні за 2010-2019 рр.

Частка нестандартних проб, %	Джерело водоспоживання		
	Водопровід	Свердловина	Колодязь
Мінералізація	1	4	21
Загальна твердість	7	25	70,8
Каламутність	42	72	48
Кольоровість	54	21	19
Окиснюваність	33	7	11
Загальне залізо	21	62	17
Марганець	45	70	34
Нітрати	2	10	56

Аналіз даних показує сталість тенденції присутності нестандартних проб води в різних джерелах питного водоспоживання за наступними показниками якості:

- Для водопровідної води – кольоровість, окиснюваність, каламутність, марганець;
- Для артезіанської води – каламутність, загальне залізо, марганець, загальна твердість;
- Для колодязів – каламутність, сухий залишок, нітрати, твердість.

Отримані результати, окрім основної мети інформування населення, можуть бути використані при проектуванні та реконструкції станцій централізованої водопідготовки і при розробці та цільовому використанні систем локальної водопідготовки.

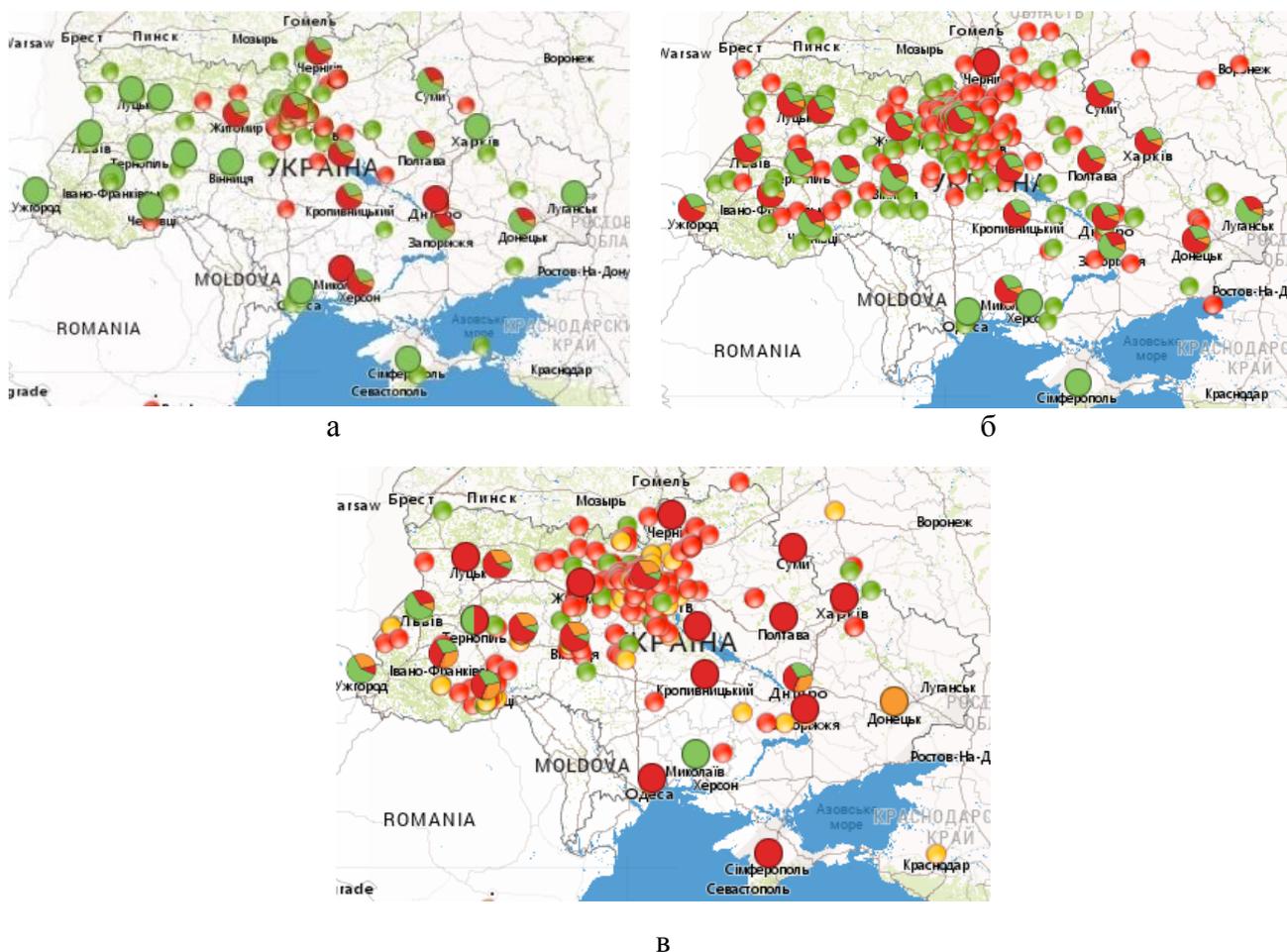


Рис. 2 Приклад візуалізації проекту «Карта якості води України» для води з водопроводу, показник кольоровість (а), для води з артезіанських свердловин, показник залізо загальне (б), для води з колодязів, показник нітрати (в). ■ - брудна вода, ■ - є незначні забруднювачі ■ - чиста вода.

Використана література:

1. Андрусішина І. М., Василюк С. Л., Малецький З. В., Макарова Н. В., Мітченко Т. Є., Мудрик Р. Я., Светлейшая О. М., Сусь М. А. Сучасна децентралізована водопідготовка. Частина 1 Актуальні водні проблеми. ВВО WATERNET, Київ, 2018
2. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2017 р.. Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, Київ, 2018, с. 382.
3. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Міністерство охорони здоров'я України, Київ, с. 49

ВПЛИВ ЯКОСТІ ВОДИ НА ВЛАСТИВОСТІ СИНТАНІВ ДЛЯ ДОДУБЛЮВАННЯ ШКІРИ

Дорофій А., Чистилін К.

Науковий керівник: Охмат О.А., Мокроусова О.Р.

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, Київ,
olenamokrousova@gmail.com*

Основні процеси виробництва шкіри від підготовчих до оздоблювальних протікають у водневому середовищі і вимагають великих витрат води [1, 2]. Також у виробництві використовують велику кількість повітря (для сушки, зволоження напівфабрикату, нанесення покривних фарб), теплоти та електроенергії. В результаті виробництва шкіри видаляються відпрацьовані рідини, які містять хімічні речовини концентрації, які були застосовані у виробництві і тому перед викидом у навколишнє середовище, ці води проходять очистку до встановлених норм вмісту хімічних сполук.

Для виконання рідинних процесів шкіряне виробництво використовує достатньо велику кількість води після промислової водопідготовки. На переробку 1 тони шкіряної сировини витрачається близько 80 м³ води [3]. Для новітніх ресурсощадних технологій витрати води знижено до 10-30 м³ [4]. Також для досягнення необхідного рівня якості та комплексу експлуатаційних властивостей готових шкір у виробництві застосовується велика кількість різних хімічних матеріалів, що зумовлено необхідністю створення високосформованої структури дерми та відповідних експлуатаційних властивостей шкір.

Враховуючи, що рідинні процеси виробництва шкіри займають майже 70 % всього технологічного процесу дуже важливим питанням є якість промислової води, яка обумовлює ефективність виконання технологічних процесів і від якої залежить розчинність хімічних матеріалів, ступінь їх відпрацювання, якість оброблювального білкового матеріалу та екологічність виробництва шкіри в цілому.

Для досліджень були використані хімічні матеріали, які використовуються в технологічних процесах виробництва шкіри на фарбувально-жирувальних процесах для наповнювання-додублювання, а саме синтани: Syntan SA, Syntan SF 156, Syntan SN, Syntan WT, Syntan LF 187, Syntan GP.

Дослідження передбачали аналіз рівня сухого залишку зазначених синтанів. При цьому аналітичні розчини були приготовлені з використанням технічної, очищеної та дистильованої води. Технічною вважалась вода після відстоювання, а очищеною – вода після виконання процесу зм'якшення.

Дослідження виконувались згідно традиційного методу визначення активності хімічних матеріалів, що описано [5]. Результати досліджень представлені в табл. 1.

Таблиця 1

Аналіз якості синтанів

Матеріал	Вода			Візуальні ознаки розчину
	Технічна	Очищена	Дистильована	
Syntan SA	94,95	96,5	99,05	Жовтуватий мутний
Syntan SF 156	96,5	95,6	94,9	Голубий, прозорий
Syntan SN	99,2	98,1	96,0	Темно-оранжевий, прозорий
Syntan WT	95,8	94,6	95,7	Прозорий
Syntan LF 187	98,9	98,2	89,0 ¹	Сіро-голубий, прозорий
Syntan GP	99,1	99,2	96,7	Жовтуватий, піниться

Примітка 1. В дистильованій воді досліджуваній синтан погано розчинявся, виявлена мутність

За результатами досліджень встановлено, що досліджувані синтани мають хорошу розчинність, адаптовані до технічної води. Деякі з синтанів мають глинисту основу (наприклад каолін або цеоліт) через що не розчиняються у воді і не можна провести дослідження за традиційною схемою. Синтан Syntan GP дуже пінився. Переважна частина синтанів в своїй основі мають сульфогрупи, через що рівень розчинності в технічній воді вищий за відповідний рівень в інших видах води.

В цілому, за аналізом впливу води різних способів підготовки на якісні характеристики синтанів для додублювання натуральних шкір, можна зробити висновок, що традиційна промислова водопідготовка шляхом здійснення процесу відстоювання для вилучення грубодисперсних домішок у відстойних бетонованих резервуарах, може бути рекомендована для ефективного проведення технологічних процесів виробництва шкіри.

Список використаних джерел

2. Журавський В. А., Касьян Е. Є., Данилкович А. Г. Технологія шкіри та хутра: підруч. для студ. вищих навч. закл. Київ, 1996. 744 с.
3. Данилкович А. Г., Мокроусова О. Р., Охмат О. А. Технологія і матеріали виробництва шкіри : навч. посіб. Київ. нац. ун-т технологій та дизайну. – К. : Фенікс, 2009. 580 с.
4. Buljan J., Reich G., Ludvik J. Mass balance in leather processing. URL: https://www.unido.org/sites/default/files/2009-05/Mass_balance_in_leather_processing_0.pdf
5. Павлова М. С. Экологический аспект химической технологии кожи. Москва, 1997. 191 с.
6. Хімічна технологія матеріалів і продуктів шкіряно-хутрового виробництва. Частина 2: Поверхнево-активні речовини, жири, дубителі : методичні вказівки до лабораторних занять для студентів галузі знань «Хімічна технологія та інженерія» / Упор. Охмат О. А. К.: КНУТД, 2017. 64 с.

ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ СОРБЕНТАМИ НА ОСНОВІ ПАЛИГОРСЬКІТУ

Жданюк Н.В, Суббота І.С.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, e-mail: zhdanyukn.kpi@gmail.com

Синтезований сорбент на основі палигорськіту модифікованого гексадецилтриметиламоній бромідом з нанесеним шаром нанорозмірного нуль-валентного заліза. Вміст заліза у композиті складає 10% від маси. Ефективність очищення вод отриманим сорбентом від забруднення катіонами важких металів була досліджена на прикладі Со(II).

Кобальт відноситься до числа біологічно активних елементів, входить до складу вітаміну В₁₂. Однак, при підвищенні концентрації, він є токсичним. За ступенем шкідливої дії на здоров'я людини кобальт належить до II класу разом з міддю, хромом та нікелем.

В природних водах сполуки кобальту перебувають у розчиненому і в зваженому стані, кількісне співвідношення між якими визначається рН середовища, температурою та хімічним складом води. В умовах, які характерні для природних поверхневих вод, кобальт існує у вигляді

Co^{2+} . Домінуючими формами $\text{Co}(\text{II})$ при $\text{pH} > 8$ залежно від концентрації є $\text{Co}(\text{OH})_3^-$, CoOH^+ та $\text{Co}(\text{OH})_2$ [1].

Дослідження оптимальних умов проведення адсорбційних експериментів включав тривалість встановлення сорбційної рівноваги. Кінетика процесів сорбції $\text{Co}(\text{II})$ композитом проводилася при $C_0 = 50 \text{ мг/дм}^3$ та $I_{\text{NaCl}} = 0,01$. Результати вказують на високу швидкість вилучення $\text{Co}(\text{II})$ синтезованим композитом. Отриманий сорбент за 10 – 15 хвилин здатен вилучити більше 90 % іонів $\text{Co}(\text{II})$ з розчину, а 1 години цілком достатньо для досягнення сорбційної рівноваги (рис. 1).

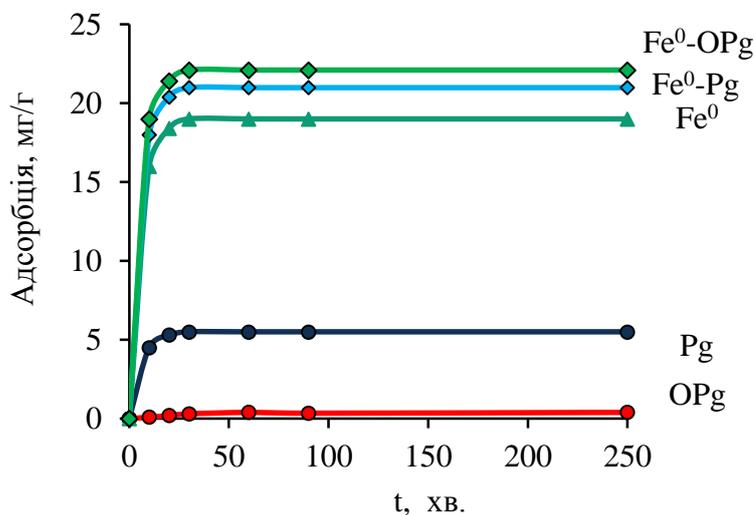


Рисунок 1 – Кінетика сорбції $\text{Co}(\text{II})$ при $\text{pH} = 6,0$

Дослідження впливу pH на процеси сорбції іонів Co^{2+} синтезованим композитом показало, що величина адсорбції катіонів зростає при підвищенні pH до 4,0 і практично не змінюється в нейтральному і слабколужному середовищах. Що обумовлено незначною дисоціацією функціональних груп на поверхні сорбентів у кислому середовищі. Максимальні значення сорбції Co^{2+} в нейтральному та слабколужному діапазоні pH [2]. Із збільшенням значення pH вихідних розчинів величини адсорбції іонів $\text{Co}(\text{II})$ закономірно зростають, що пов'язано з утворенням в лужному середовищі гідратованих форм іонів кобальту, які добре сорбуються [3].

Ізотерми сорбції іонів Co^{2+} залізовмісним композитом на основі органопалигорськіту (Fe-OPg) показують, що максимальні значення адсорбції Co^{2+} становлять 45 мг/г (рис. 2). Для порівняння результатів сорбційних досліджень було проведено також експерименти по вилученню залежності величин адсорбції $\text{Co}(\text{II})$ палигорськітом (Pg), органопалигорськітом (OPg) та нанорозмірним залізом (Fe^0) від рівноважної концентрації металу в розчині.

Величини адсорбції зменшуються у ряді $\text{Fe}^0\text{-OPg} > \text{Fe}^0\text{-Pg} > \text{Fe}^0 > \text{Pg} > \text{OPg}$. Максимальні значення адсорбції Co^{2+} одержані для композиційного сорбенту $\text{Fe}^0\text{-OPg}$ (45 мг/г) та $\text{Fe}^0\text{-Pg}$ (39 мг/г). Обидва залізовмісні сорбенти глинистих мінералів виявилися значно активнішими у порівнянні з Fe^0 (34 мг/г). Зразок OPg практично не сорбує $\text{Co}(\text{II})$ (1 мг/г), а вилучення іону Co^{2+} вихідним палигорськітом складає 6 мг/г. Кращу ніж OPg сорбційну здатність по відношенню до іонів Co^{2+} проявив не модифікований палигорськіт, що пояснюється максимально доступною кількістю катіонообмінних центрів на його поверхні.

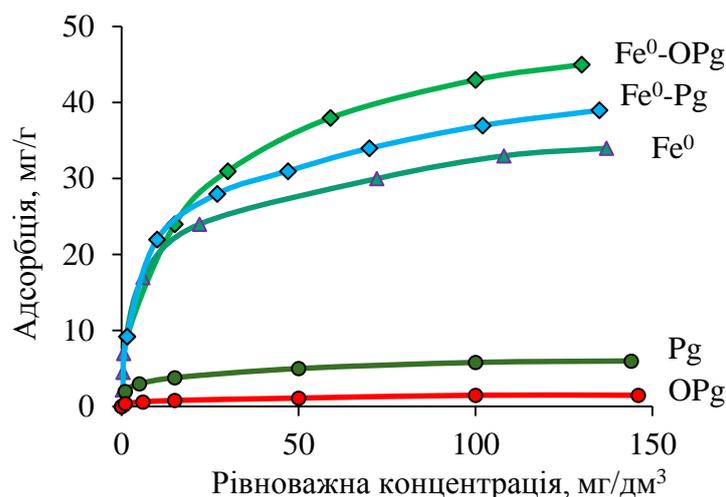


Рисунок 2 – Ізотерми сорбції Co(II) сорбентами при рН = 6,0

Отримані результати сорбційних досліджень свідчать, що використання поверхні органопалигорськіту дає можливість отримати частинки Fe⁰ меншого розміру і менш агреговані, ніж у залізовмісних зразках отриманих на палигорськіті, а також нанодисперсним нуль-валентним залізом, отриманим з розчинів солі FeSO₄.

Таким чином, підтверджено, що органопалигорськіт, модифікований нанорозмірним нуль-валентним залізом ефективно видаляє Co(II) із водного середовища при значеннях рН близьких до природних вод, що вказує на можливість його застосування при їх очищенні від катіонів важких металів.

Література:

1. Упор Э., Мохай М., Новак Д. Фотометрические методы определения следов неорганических соединений / пер. с англ. Е.А. Краснучкиной: монография. Москва: Мир, 1985. 359 с.
2. Uzum C., Shahwan T., Eroglu A.E., Hallam K.R., Scott T.B., Lieberwirth I. Synthesis and characterization of kaolinite-supported zero-valent iron nanoparticles and their application for the removal of aqueous Cu²⁺ and Co²⁺ ions. *Appl. Clay Sci.* 2008. № 43. P. 172–181.
3. Prus V., Zhdanyuk N. Investigation of removal of hexavalent chromium and divalent cobalt from aqueous solutions by organo-montmorillonite supported iron nanoparticles. *EUREKA: Physics and Engineering.* 2016. №5. С. 81–88.

ЕФЕКТИВНЕ ЗАСТОСУВАННЯ ІММОБІЛІЗОВНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Жукова В.С.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», veronika_vv@ukr.net*

Одним із основних завдань іммобілізації мікроорганізмів є збільшення кількості біомаси на одиницю об'єму споруди. Але накопичення біомаси не призводить до підвищення продуктивності та ефективності роботи споруди, оскільки процес біологічного окиснення забруднень ефективно протікає лише в тонкому поверхневому шарі біоплівки.

Біоплівка - високовпорядкована бактеріальна спільнота, яка дозволяє бактеріям існувати в іммобілізованому стані. Продукти гідролізу дифундують в клітину, де під дією ендоферментів відбувається їх подальше окиснення з метою отримання енергії і більш простих сполук, що використовуються в якості будівельних блоків клітинної речовини. Склад продуктів окиснення залежить від складу субстрату та видового різноманіття бактерій, що утворюють біоплівку, обов'язково присутні вуглекислий газ і вода, в різній кількості можуть бути сульфати, фосфати, азот амонійний та нітратний, а також продукти неповного розкладання - різні органічні кислоти.

В процесі гідробіологічного аналізу виявлено, що на першій аеробній стадії біоценоз складався в основному з інфузорій, саркодові були представлені видом *Arcella*. У наступному біореакторі збільшилася чисельність коловороток, що свідчить про ефективне очищення стічних вод. Наявність малоцетинкових червів вказує на високу мінералізацію біомаси та утворення трофічного ланцюга вищого рівня. На останній стадії аеробного процесу активну участь в очищенні стічних вод та переробці біомаси приймають коловортки, малоцетинкові черви та декілька рядів інфузорій.

Встановлено, що середня товщина біоплівки іммобілізованих на волокнистому носії мікроорганізмів становить 1,5 – 2 мм. Питома маса волокон носія – 200-300 г/м². В результаті очищення утворюється мала кількість осаду – 50-70 г/м³. Зольність біомаси складає 38-51% та містить неорганічні речовини, в основному біогенні елементи.

Результати дослідження підтверджують спроможність технології з іммобілізованими мікроорганізмами в очищенні як промислових, так і побутових стічних вод. Ефективність видалення амонійного азоту становить 81-93%, зниження значення ХСК – 86-95%. Використання технології з іммобілізованими мікроорганізмами дозволяє підвищити окисну спроможність біоценозу за рахунок збільшення використання іммобілізованих мікроорганізмів, зменшити кількість використаної електроенергії.

ВИКОРИСТАННЯ ПРЕПАРАТУ “СПС-6™” В НОВІЙ ТЕХНОЛОГІЇ ВІДНОВЛЕННЯ СВЕРДЛОВИН ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Загороднюк К.Ю.¹, Нікішлова О.М.², Загороднюк Ю.В.³

¹Національний медичний університет імені О.О. Богомольця, кафедра Медицини надзвичайних ситуацій та тактичної медицини, Україна, м. Київ, бульвар Т. Шевченка, 13, 01601, e-mail: ntiwql@ukr.net;

²ДУ "Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та курортології МОЗ України", Україна, м. Одеса, провулок Лермонтовський, 6, 65014;

³Всеукраїнська громадська організація “Фонд розвитку водоочисних технологій”, Україна, м. Київ, проспект Визволителів, 1, 02152.

За даними ВООЗ, умови життя населення, які залежать від якості навколишнього середовища, погіршуються з року в рік, що призводить до виникнення в суспільстві хвороб цивілізації. Питна вода є необхідним елементом життєзабезпечення населення. Від її кількості і якості залежить стан здоров'я людей, рівень їх санітарно-епідеміологічного благополуччя, ступінь комфортності і, як наслідок, соціальна стабільність суспільства.

Основним видом господарсько-питного водопостачання населення є централізоване з підземних та поверхневих джерел.

З-поміж підземних джерел для забезпечення господарсько-питного водопостачання найбільшого поширення набули міжпластові напірні і ненапірні води. Для їх видобутку облаштовують свердловини.

При експлуатації свердловин з плином часу завжди спостерігається погіршення якості води, що видобувається і кольматация фільтру та префільтрової зони.

Для відновлення видобутку достатньої (початкової, проектної) кількості води в Світі використовують наступні групи методів: гідравлічні, реагентні, імпульсні, вібраційні та комбіновані, які дозволяють звільнити від кольматантів фільтр та префільтрову зону, що і забезпечує збільшення їх дебіту, але при цьому якість води після застосування всіх цих методів не змінюється, або навіть погіршується.

Групою українських вчених був розроблений препарат “СПС-6™”, який дозволяє забезпечити додержання державних стандартів питного водопостачання, виключити вторинне забруднення питної води, знизити аварійність на водопровідних мережах, зменшити витрати хлору та провести очищення внутрішньої поверхні трубопроводів від попередньо сформованих відкладень у розподільчих водопровідних мережах.

Результати проведеного комплексу експериментальних досліджень в тому числі і на щурах лінії Wistar, дозволили встановити безпечність води після її обробки необхідними для досягнення описаних вище ефектів дозами препарату, що дало змогу отримати позитивний висновок санітарно-епідеміологічної експертизи (№ 602-123-20-1/19261 від 27.04.2018 р.), а здатність препарату “СПС-6™” очищувати від попередньо сформованих відкладень відкриває можливість його використання в технологіях відновлення дебіту свердловин та промивки водоносного пласту.

Технологія передбачає подачу через технологічний отвір (тобто без демонтажу оголовку свердловини, що необхідно практично для всіх інших відомих технологій) у двох різних режимах розрахункових кількостей 12-15% розчину гіпохлориту натрію, 35% розчину препарату “СПС-6™” та води питної якості з іншого джерела.

Технологія успішно апробована нами вже на 78 свердловинах різних глибин, строків введення в експлуатацію тощо.

Слід зауважити, що повне відновлення свердловини традиційними методами коштує \$ 50 – 100 тисяч і при цьому свердловина повністю виводиться з експлуатації на 30 та більше діб, в

той час як технічне обслуговування свердловини з використанням препарату “СПС-6™” коштує в декілька разів дешевше (реагенти та робота) і при цьому свердловина виводиться із експлуатації всього на 36 годин.

Застосування нової технології відновлення свердловин, яка описана вище, повністю попереджає необхідність застосування процедури повного відновлення свердловин.

Обробка водоносного пласта сумішшю препарату “СПС-6™” та гіпохлориту натрію сприяє зниженню рівня бактеріального забруднення (коліформи, залізобактерії, гетеротрофи, інші) води із свердловин та вмісту заліза на 30-50% і марганцю на 20-30%.

Особливої уваги заслуговує подальший моніторинг бактеріального забруднення свердловин, щоб у випадку необхідності, почати боротьбу з ростом біозабруднення як можна раніше.

Вважаємо, що отриманих даних цілком достатньо для постановки питання щодо внесення змін у регламенти обслуговування свердловин з внесенням даної технології як обов’язкової у разі погіршення якості води, яка видобувається, за мікробіологічними показниками, вмістом заліза, марганцю.

Зміна регламентів подібним чином, зважаючи на те, що за даними ВООЗ рівень популярного здоров’я на 80% пов’язаний з якістю води та характеристиками водопостачання, дозволить суттєво покращити здоров’я населення, яке споживатиме більш якісну воду.

Summary: Application of chemical “SPS-6™” in new technology of water wells rehabilitation demonstrated improving of output water quality. Obtained results (tests at 78 water wells) prove necessity of changes in water wells’ maintenance regulations with introduction of this technology in the case of deterioration of output water quality by microbiological parameters, iron and manganese content. These changes significantly help to improve health level of the population.

Key words: water wells rehabilitation, chemical “SPS-6™”, drinking water quality, health level, population, wells’ maintenance regulations.

МОДИФІКАЦІЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ СРІБЛОМ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНОЇ ВОДИ

¹Знак З.О., ¹Грабаровська А.С., ²Жук Т.В., ¹Курилець О.Г.

¹Національний університет «Львівська політехніка», Україна, Львів, znak_zo@ukr.net

²ТзОВ «АКС Мінерал», Україна, Львів, budforma@ukr.net

Природні сорбенти знайшли широке застосування в технологіях очищення природних і стічних вод. До них належать матеріали різної природи: неорганічні (цеоліти, глини) та органічні (активовані вугілля, полімерні високо пористі матеріали тощо). Природні цеоліти, зокрема клиноптилоліт, завдяки розвинутій поверхні та розгалуженій системі пор володіють високою сорбційною здатністю, а наявність обмінних катіонів зумовлює їх виражену йонообмінну здатність. Однак внаслідок сорбції високо дисперсних частинок, наприклад, мулу, фітопланктону тощо можливе мікробіологічне забруднення цеолітової засипки фільтрів. Тому необхідне періодичне знезараження фільтрувального завантаження. Надання фільтрувальному завантаженню антимікробних властивостей безумовно дасть змогу збільшити якість очищення вод та продуктивність процесу.

Мета роботи полягала у дослідженні процесу модифікування природного клиноптилоліту сріблом у вигляді йонів та/або високодисперсних частинок.

Для досліджень використовували попередньо збагачений клиноптилоліт. Збагачення полягало у подрібненні цеоліту фракції 3...5 мм. Під час подрібнення руйнування частинок цеоліту відбувалось в зоні розташування глинистих матеріалів, які мають міцність значно меншу, ніж головний мінерал у породі – клиноптилоліт. Рентгенофазовим аналізом встановлено, що фракція -0,5 мм містила найбільше глинистих домішок у вигляді монтморилоніту, яку відкидали.

Дослідження проводили у двох напрямках: модифікування клиноптилоліту йонами Аргентуму та осадження на поверхні частинок цеоліту високо дисперсних частинок металічного срібла. У дослідженнях використовували вихідний цеоліт, а також клиноптилоліт, попередньо активований термічно (у діапазоні температур 100...500 °С, а також під дією надвисокочастотного (НВЧ) електромагнітного випромінювання).

В обидвох випадках оброблення частинок клиноптилоліту проводили розчинами аргентуму нітрату різних концентрацій. Залишкову концентрацію йонів Аргентуму в розчині, яку надалі використовували для розрахунку кількості срібла в різному вигляді в складі клиноптилоліту, визначали потенціометрично з використанням аргентум-селективного електроду. Процес проводили за перемішування в турбулентному режимі, який давав змогу зняти дифузійні обмеження під час йонного обміну та сорбції.

Встановлено, що найбільша швидкість йонного обміну спостерігалась у разі використання цеоліту попередньо обробленого за температури 400 °С. У всіх випадках майже 90 % йонів Аргентуму заміщує обмінні катіони, що належать клиноптилоліту, впродовж перших 5...7 хв. Надалі тривалість процесу залежить від температури активації цеоліту та концентрації розчину модифікувального агента: вона змінюється від 20 до 50 хв. Однак вміст йонів Аргентуму був практично однаковим у зразках клиноптилоліту, отриманих після термічної активації за температур в доволі широкому діапазоні: від 250 до 400 °С. Збільшення температури понад 450 °С призводить до зменшення вмісту йонів Аргентуму в цеоліті, що можна пояснити зміною кристалічної структури клиноптилоліту за підвищених (понад 400 °С) температур. Зміну структури клиноптилоліту підтверджено методами рентгенофазового (зменшення інтенсивності специфічних рефлексів) та термогравіметричного (наявність ендотермічного ефекту за температури понад 400 °С) аналізу.

Активування клиноптилоліту НВЧ-випромінюванням за досягнутим ефектом модифікування цеоліту йонами Аргентуму є тотожним його обробленню за температури 100...125 °С. Але температура клиноптилоліту після його оброблення в полі НВЧ-випромінювання зростає всього на 1...2 градуси, що свідчить про високу енергетичну ефективність процесу: НВЧ-енергія витрачається лише на дегідратацію цеоліту, а не на його нагрівання.

Встановлено, що заданий вміст йонів Аргентуму в клиноптилоліті можна контролювати низкою чинників, передусім співвідношенням між рідкою (розчином аргентуму нітрату) та твердою (клиноптилолітом) фазами (Р:Т = 10:1...5); концентрацією розчину (0,01...0,1 N); тривалістю процесу (5...30 хв.); температурою термічної активації цеоліту тощо.

Модифікований йонами Аргентуму клиноптилоліт після промивання дистильованою водою висушували за 100±5 °С.

Зворотний процес йонного обміну, а саме заміщення йонів Аргентуму на йони, що містяться у природних водах, відбувається з дуже низькою швидкістю. Отже, збільшення концентрації йонів Аргентуму у воді після її фільтрування є незначним і не перевищує їх допустимого вмісту, передбаченого нормативними документами.

Відповідно до другого напрямку модифікування клиноптилоліту після його оброблення розчинами аргентуму нітрату срібло відновлювали до утворення дисперсного металевого. Відновлення проводили глюкозою (що потребувало створення водно-аміачного середовища) та

розчином гідразину. Вміст сполук з відновними властивостями в об'ємі розчину був еквівалентним кількості йонів Аргентуму в клиноптилоліті. Це давало змогу практично повністю використати ці реагенти. Клиноптилоліт з осадженим за допомогою гідразину на його поверхні сріблом піддавали термічному обробленню за температури 200 °С. Це необхідно для термічного розкладу гідразину, який є токсичним; при цьому срібло відіграло роль каталізатора цього процесу.

Вміст дисперсних частинок срібла у клиноптилоліті додатково визначали методом хімічного аналізу.

Зміною еквівалентного співвідношення між кількістю йонів Аргентуму, що містяться в частинках клиноптилоліту, та в розчині реагенту можна одержати сорбент, що містить срібло у різному вигляді: йонів Аргентуму та дисперсних частинок. Очевидно, що співвідношення між обома формами срібла у клиноптилоліті досягається зміною еквівалентного співвідношення між йонами Аргентуму та реагенту.

Ефективність клиноптилоліту, модифікованого сріблом у вигляді йонів чи/та дисперсних частинок, як фільтрувального завантаження з антимікробними властивостями було підтверджено експериментально. Після фільтрування через отримані зразки клиноптилоліту природну воду, взяту з відкритого джерела, проводили санітарно-бактеріологічні дослідження. Встановили, що модифікування сріблом дає змогу, перш за все, запобігти мікробіологічному забрудненню фільтрувального завантаження - позитивні результати було отримано в усіх випадках. Однак найкращі результати отримані при застосуванні клиноптилоліту модифікованого йонами Аргентуму з їх вмістом близько 2...2,5 мекв на грам клиноптилоліту. Дещо гірші показники досягнуто у разі комбінованого модифікування – йонами Аргентуму та частинками срібла.

Зменшення мікробного числа, порівняно з вихідною водою, забезпечується використанням клиноптилоліту, модифікованого йонами Аргентуму. Модифікований дисперсними частинками срібла цеоліт поки-що не спричинив дезінфікувальну для води дію. Можливим поясненням є утворення на поверхні частинок клиноптилоліту поряд з високо дисперсними частинками срібла й більших за розмірами утворень. Зміна технологічних параметрів осадження срібла, можливо, дасть змогу досягнути рівномірності як дисперсного складу, так і осадження по поверхні частинки цеоліту.

Загалом, комплекс виконаних досліджень дав змогу стверджувати, що клиноптилоліт, модифікований сріблом, може слугувати ефективним завантаженням або елементом (окремим шаром) фільтрувального завантаження у фільтрах для природної води.

ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДОНБАСУ. ПРОБЛЕМИ ТА ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ

Камаєв В.С., Гомеля М.Д.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, inna.trus.m@gmail.com

Відомо, що Україна відноситься до держав з обмеженими водними ресурсами. При цьому слід враховувати нерівномірність їх розподілу по території країни [1]. Із 83,5 км³ відновлювальних водних ресурсів, включаючи всі водойми і підземні води, 80 % зосереджені в басейні Дніпра. При цьому екологічний стан Дніпра важко назвати задовільним, особливо якщо врахувати його забруднення радіоактивними речовинами в результаті аварії на ЧАЕС і накопичення їх в донних відкладах Київського моря. Крім того в деяких відкладах Дніпра і

розміщених на ньому водосховищ, інших водойм України знаходиться велика кількість високотоксичних важких металів та інших токсикантів [2, 3]. До сьогодні в Україні відсутні нормативи щодо рівня забруднення донних відкладів. А вони є джерелом значних екологічних ризиків. При евтрофікації водойм значна кількість токсичних речовин переходить із донних відкладів у воду. При цьому концентрації радіонуклідів, важких металів у воді зростають у сотні, а то й сотні тисяч разів. Очевидно, що існуючі станції водопідготовки із застарілими технологіями не здатні очистити воду до необхідного рівня. Ще більш складною є ситуація в басейнах інших річок.

Особливо складною є ситуація в промислових районах. Так, за об'ємом забору води р. Сіверський Донець займає друге місце після Дніпра, хоча за водністю вона є четвертою річкою України. У Дніпрі забір води складає 16,22 %, у Сіверському Донці – 36,3 %. При цьому дана річка є практично головним джерелом водопостачання, в тому числі і постачання питної води всього Донбасу. Якщо врахувати, що джерела водопостачання є і місцем скиду стічних вод, то зрозуміло, чому екологічний стан Сіверського Донця є незадовільний по ряду показників, включаючи мінералізацію, жорсткість води, ХСК, БСК, концентрацією важких металів та ряду інших параметрів.

Важливим фактором є необхідність транспортування води по водогонях на великі відстані. Через незадовільний стан водогонів втрати води при транспортуванні сягають 20 – 30 %. Крім того відбувається вторинне забруднення води.

Особливо гостро стоїть проблема водозабезпечення населення в Донецькій та Луганській областях, де проживає понад 6 млн. осіб. Ця проблема була досить гострою і до 2014 р. Саме тому на державному рівні було розроблено проект модернізації водозабезпечення Донбасу. Після розгортання військових дій та переходом частини території під контроль сепаратистів ситуація стала практично нестерпною. Це пов'язано з тим, що внаслідок знаходження частини водопровідних мереж на неконтрольованій Україною території, постачання води навіть з незадовільною якістю стало проблематичним. Більше того, неконтрольований скид стічних і шахтних вод призводить як до різкого погіршення якості води, так і до підтоплення територій, в тому числі територій міст, селищ міського типу та інших населених пунктів. Шахтні води скидаються як із діючих, так і із непрацюючих шахт. В останньому випадку неконтрольоване водовідведення є ще небезпечнішим, ніж організований скид стічних вод.

Система водозабезпечення Донбасу і раніше була недосконалою, не вирішувала питання подачі необхідної кількості води, не кажучи вже про її якість. Система була низькопродуктивною, енергозатратною. Втрати води при транспортуванні перевищували 30 %. Збудовані у 1958 р. канал Сіверський Донець – Донбас та водогони Донецької і Луганської областей являють собою досить зношену інфраструктуру. Військові дії 2014 – 2019 рр. нанесли серйозні пошкодження системам водопостачання. Крім того, значна частина водопровідних мереж недоступна для ремонту і профілактики. Тому втрати води ще збільшились при досить скрутному становищі населення регіону. Вирішити проблему застарілими, збитковими методами не можливо. Необхідно радикально реорганізувати водопостачання Донбасу з використанням високоефективних, надійних, економічних, сучасних технологій.

Донбас є маловодним регіоном, але при цьому тут щорічно скидається більше 500 млн. м³ шахтних вод. В 2010 – 2014 рр. об'єм споживання питної води в регіоні складав ~ 300 млн. м³. Тому даної кількості шахтних вод при очищенні їх до якості питної води цілком достатньо для забезпечення потреб населення у питній воді. Навіть при виході води високої якості на рівні 70 – 75 % при застосуванні зворотньоосмотичних технологій об'єм очищеної води високої якості досягне 350 – 375 млн. м³/рік.

Застосування сучасних, високоефективних технологій очищення води має ряд переваг. Насамперед очищена вода буде найвищої якості і буде відповідати вимогам вітчизняних та міжнародних нормативних документів. При цьому глобально знизиться антропогенне

навантаження на природні водойми через значне скорочення об'ємів скиду шахтних вод. Перевагою є і те, що станції підготовки води будуть розміщуватися біля об'єктів скиду шахтних вод та населених пунктів – споживачів очищеної води. Подача води не буде залежати від непередбачуваних ситуацій на неконтрольованих територіях. Крім того знизяться енергозатрати на транспортування води, знизяться і втрати води при транспортуванні. Слід, враховувати, що при сьогоdnішній економічній ситуації в державному бюджеті ніколи не буде коштів на знесолення шахтних вод при їх скиді у природні водойми. А так, як більшість шахт на сьогодні не працюють, або є нерентабельними, то вони також не зможуть профінансувати впровадження технологій очищення води. А це значить, що шахтні води організовано чи неконтрольовано будуть скидатися у довкілля, наносячи значної шкоди населеним пунктам та природним водоймам.

З іншого боку, при правильній організації проектування та будівництва очищення шахтних вод методами зворотнього осмосу або нанофільтрації їх експлуатація та використання будуть цілком рентабельними. Собівартість очищення 1 м³ води буде на рівні 10 – 15 грн. Якщо врахувати, що транспортування води буде недорогим, то ціна на воду буде цілком прийнятною для населення. Тому певні фінансові вкладення будуть необхідні на першому етапі впровадження технологій. Крім того, враховуючи економічну привабливість даних проектів, цілком можливі фінансові надходження при організації акціонерних товариств.

Проблемною стороною даного підходу є утилізація концентратів, що утворюються при очищенні води. Науковці КПІ ім. Ігоря Сікорського разом з компанією «Технології природи», іншими науковими та науково-технічними організаціями, включаючи інститути НАН України, багато років працюють над вирішенням даних проблем. На сьогодні розроблено технології переробки даних концентратів з отриманням будівельних матеріалів, реагентів для очищення та знезараження води (кислот, лугу, коагулянту, гіпохлориту та хлорату натрію). Крім того розроблено економічні методи випаровування цих розчинів з отриманням солей у сухому вигляді.

Дані технології є перспективними і при опрісненні солонуватих артезіанських вод, ґрунтових вод на приморських територіях, солонуватих вод Дністровського та Дніпро – Бузького лиманів, морських вод. Особливо привабливим є застосування даних технологій при опрісненні вод Азовського моря, рівень мінералізації вод якого не високий. Насамперед це стосується крупних промислових центрів – Маріуполя, Мелітополя, інших міст Приазов'я.

Очевидно, що без державної підтримки впровадження принципово нових технологій у водозабезпеченні населення України неможливе. А це необхідно. Необхідно тому, що більшість населення України п'є неякісну воду, що є однією із причин високого рівня захворюваності.

В ситуації, яка склалась, певна частина підприємців, політиків зацікавлена в збереженні архаїчної системи водозабезпечення населення, у витраті коштів на енергозатратні технології, заставляючи населення платити не лише за неякісну воду, але і за ті значні об'єми води, що втрачаються при транспортуванні. Вигідною є і реалізація бутильованої води.

З іншого боку вирішення проблеми водозабезпечення, особливо у проблемних регіонах, дасть значний поштовх до розвитку економіки держави, у зростанні добробуту населення.

Використана література

3. Trus, I. Comprehensive Saltwater Clearing Technology / I. Trus, H. Fleisher, M. Gomelya, V. Halysh, Y. Radovenchik // Metallurgical and Mining Industry. – 2018. – №2 . – P. 17-21.
4. Гомеля М.Д. Застосування баромембранних методів в процесі очищення води від іонів важких металів / М.Д. Гомеля, В.П. Іванова, І.М. Трус, Є.С. Булгаков // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2018. – № 3 С. 23-27.

5. Гомеля М.Д. Очистка води від іонів важких металів відстоюванням, нанофільтруванням та флотацією / М.Д. Гомеля, І.М. Трус, О.В. Глушко // Вчені записки Таврійського національного університету імені В.І.Вернадського. – 2019. – Том 30 (69) . – № 2. – С. 204-213.

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕХНОЛОГІЙ ПОПЕРЕДНЬОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ З ВИРОБНИЦТВА ШТУЧНОЇ ШКІРИ

Кіка Л.С., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського", Україна, Київ, kika.lyuba@gmail.com*

На зорі історії людства шкури тварин, а пізніше і вироблена з них натуральна шкіра, використовувалися людиною для отримання предметів домашнього ужитку. Прогрес людства супроводжувався не тільки зростанням потреб кожної людини, але і виникненням складних екологічних проблем, що й стало причиною нестачі природної сировини. Ці моменти стали поштовхом до виникнення питання щодо створення штучного аналогу та обумовили розробку та організацію промислового виробництва штучних шкір. Спочатку вони використовувалися тільки в якості заміників натуральних шкір, а потім і для вирішення великої кількості інших завдань, причому для кожного конкретного випадку були отримані матеріали з необхідним комплексом властивостей. Для створення таких матеріалів були використані високомолекулярні сполуки, які і визначили різноманітний спектр сучасних штучних шкір як складних багатокомпонентних полімерних композиційних матеріалів [1, 2].

Незважаючи на всі переваги отримання штучних шкір, виробництво цього матеріалу має певні завдання щодо очистки стічних вод. Так, у якості сировини для створення штучних шкір використовують целюлозу, макулатуру, відходи шкіряних заводів (обрізки шкіри, хромову стружку).

У каналізацію скидають 40-50% усїєї води, спожитої в технологічному процесі. Решта знаходиться в обороті.

Склад забруднень стічних вод виробництва штучних шкір характеризується такими показниками: ХСК (хімічне споживання кисню) – 200-800 мг/дм³; завислі речовини – 250-900 мг/дм³; БСК₅ (біологічне споживання кисню, що аналізується протягом 5 діб) – 40-75 мг/дм³; сухий залишок – 800-4600 мг/дм³; прожарений залишок – 300-800 мг/дм³; латекс – 5-30 мг/дм³; рН 6,6-8,0 [3].

Специфічними хімічними забрудненнями у стічних водах виробництва штучних шкір є нафтопродукти у вигляді мастильних речовин і гасу, які потрапляють у виробничу каналізацію внаслідок періодичного очищення вузлів папмашин від матеріалів для проклеювання. Також у стічні води разом із великою кількістю волокнистих домішок і зависей додатково потрапляє широкий спектр речовин: бітум, каніфоль, силікатний клей, каолін, їдкий натр, глинозем, латекси, що використовують для проклеювання маси і надання водостійкості картону.

Для попереднього очищення стічних вод промислового підприємства по виробництву штучних шкір використовують різні механічні і фізико-хімічні методи очищення [4]:

- відстоювання - застосовують відстійники різноманітних конструкцій, в яких досягається зниження концентрації завислих речовин на 50-60% за час відстоювання 1,5-2 год;

- проціджування через фільтри - застосовують фільтри «Вако» з фільтруючим підшарком, ефективність очистки сягає 70-80%. У якості підшарка застосовують довговолоконні матеріали, зокрема небілену целюлозу, після попереднього розмелювання. Можна також використовувати скупчення, уловлені на фільтрі;
- флотаційні методи - застосовують напірний спосіб флотації, електрофлотацію, електрокоагуляцію-флотацію.

Відстоювання і фільтрування є найпростішими, найменш енергоємними і дешевими методами очищення, проте ці методи дозволяють видалити зі стічних вод від 50 до 80 % завислих речовин (волокон), у той час як показники зниження концентрації завислих речовин можна підвищити шляхом використання методів флотації.

Використання методу реагентної напірної флотації дозволяє досягти очищення від завислих речовин на 60-80% залежно від дози коагулянту, наприклад, сірчанокислого алюмінію: зі збільшенням частки хімічного реагенту зростає і ефективність очищення. Так, максимального ступеню очищення цим способом можна досягти при дозі сірчанокислого алюмінію 450 мг/дм³: ХСК становить 326 мг/дм³, завислі речовини – 112 мг/дм³.

Електрофлотація з витратою струму 12,5 А·год/м³ дозволяє досягти норми для скиду стічних вод у міську систему водовідведення. Так, значення ХСК становить 427 мг/дм³, завислі речовини – 262 мг/дм³. Максимального очищення цим способом можна досягти при витраті струму 50 А·год/м³ – ефективність очищення становить 75% від вихідних показників забруднень.

Найбільш ефективним способом очищення є електрокоагуляція-флотація. Цей метод дозволяє максимально зменшити концентрацію завислих речовин - на 95% від концентрацій забруднень у вихідній воді при витраті струму 50 А·год/м³: ХСК становить 334 мг/дм³, концентрація завислих речовин сягає 36 мг/дм³. Проте виконання вимог норм для скиду повністю можна досягти й при використанні струму 12,5 А·год/м³: ХСК становить 366 мг/дм³, завислі речовини - 79 мг/дм³ [3].

Таким чином, впливає, що при різних технологічних параметрах ефективність методу напірної фільтрації сягає 60-80%, електрофлотації – 50-75%, у той час, як електрокоагуляція-флотація знижує концентрацію завислих речовин на 85-95%.

Отже, найбільш ефективним серед розглянутих способів флотації є спосіб електрокоагуляції-флотації. Цей метод забезпечує попереднє очищення стічних вод до нормативних показників. Таким чином, використання для попереднього очищення стічних вод виробництва штучних шкір флотаційних методів дозволяє довести показники їх забруднень до вимог, встановлених для стічних вод, які спрямовують на споруди біологічного очищення.

1. Что такое пресскожа, а что такое PU-кожа раскрываем секрет [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://sovet.kidstaff.com.ua/advice-38656>.
2. Бокова Е. С. Полиуретаны в производстве искусственных и синтетических кож [Электронный ресурс] / Е. С. Бокова, Г. П. Андрианова // Полиуретановые технологии, 2008. – № 17. – Режим доступа : <http://plastinfo.ru/information/articles/192/>.
3. Водовідведення на промислових підприємствах. Навчальний посібник / А.І. Мацнев, Л.А. Саблій. – Рівне: Українська державна академія водного господарства, 1998. – 219 с.
4. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. - К.: Вища школа, 2005. - 671 с.
5. Про затвердження Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення та Порядку визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення: Положення про Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-

УДК 628.33

АНАЛІЗ СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ХУТРЯНИХ ФАБРИК

Клипа А.П., Саблій Л.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Україна, м.Київ, anastasiia.k707@gmail.com

Хутряна промисловість характеризується використанням великої кількості органічних та неорганічних речовин і висококонцентрованих розчинників, зумовлених технологіями вичинки шкіри та фарбування хутра. Дана галузь використовує понад 9 млн м³ води на рік. Токсичність стічних вод хутряних виробництв пов'язана із наявністю шестивалентного хрому, барвників, синтетичних поверхнево активних речовин (СПАР) [1]. До складу барвників, речовин-брудовідштовхувачів входять іони важких металів, такі як кадмій, хром, мідь, цинк, залізо, кобальт, нікель. Ці йони зазвичай виявляють у стічних водах. Вони є показниками забруднення, які підлягають жорсткому контролю, що зумовлено їхнім негативним впливом не лише на навколишнє середовище, а й на системи біологічного очищення стічних вод [2].

Стічні води хутряних фабрик можна класифікувати за вмістом специфічних забруднень, виділяють три групи: хромовмісні, стоки барвників і стоки операцій обезжирювання-миття.

При виборі технології очищення враховують склад стічних вод і вимоги, яким повинні задовольняти очищені води для відведення їх у каналізаційну мережу.

Механічні методи очистки необхідні для відділення крупних часток, у стічній воді хутряних фабрик – це залишки сировини, як ворс, шерсть і краплі чи згустки жиру. Характер цих забруднень зумовлює використання флотаційних уловлювачів, що становить попередній етап очистки.

Хімічні методи очистки спрямовані в основному на знешкодження Cr(6). Реагентами для цього слугують залізний купорос, кислота і вапно. Наслідком даного етапу очистки є відновлення Cr(6) в тривалентну форму, а також утворення великої кількості осадів, що потребують знезараження та утилізації.

Для ефективного застосування біологічних методів очистки та нормального функціонування активного мулу необхідно очистити стоки від речовин, токсичних для мікроорганізмів (СПАР, важких металів, барвників). З цією метою застосовують попереднє фізико-хімічне очищення. Серед фізико-хімічних методів для очищення стічних вод хутряних фабрик виділяють хімічне окиснення хлорвмісними реагентами, озонування, каталітичне окиснення, коагуляцію, флотацію, електрокоагуляцію, фільтрування через торф та природні сорбенти, адсорбцію на активованому вугіллі та полімерних матеріалах, ультрафільтрацію, зворотній осмос, іонний обмін. В більшості випадків для попереднього очищення обирають метод флотації, що зумовлено наявністю у стоках високодисперсних частинок, СПАР і емульгованих жирів та низкою переваг методу [3].

Вченими Українського інституту інженерів водного господарства було запропоновано технологію попереднього очищення стічних вод хутряних фабрик з використанням методу електрокоагуляції-флотації. В технології використано послідовно коагуляцію хромовмісних стічних вод сумішшю сірчанокислового заліза і вапна, відстоювання, доочищення в камері електрокоагуляції-флотації та фільтрування на пінополістирольних фільтрах. Осад, утворених на різних етапах, зневоднюють і утилізують. Також може розглядатися технологія, що передбачає лише реагентну обробку стічних вод із двоступінчастим флотаційним очищенням [4].

Наступним етапом є біологічне очищення. На вибір методу та технологічної споруди впливає ряд показників стічних вод: -завислі речовини – 12150 мг/дм³; -БСК_{повн} – 6500 мг/дм³; -СПАР – 200 мг/дм³; -жири – 3500 мг/дм³; -хром – 105 мг/дм³; -барвник – 40 мг/дм³.

Відомо, що всі методи біологічного очищення ґрунтуються на здатності гетеротрофних мікроорганізмів споживати речовини, присутні в стічних водах, із подальшим їх біохімічним перетворенням. Для очищення висококонцентрованих за органічними речовинами стічних вод хутряних фабрик, доцільно застосовувати саме анаеробні методи або ж поєднувати їх із наступним аеробним очищенням.

Зброджування в метантенках дозволяє значно знизити концентрацію органічних речовин у стічних водах, знешкодити токсичні речовини, що дає змогу реалізувати доочищення в аеротенках двоступінчастої схеми. Даний метод доочистки дозволяє значно скоротити час перебування стічної води в зоні аерації. Так, при очистці в один ступінь тривалість аерації становить 130 год, при використанні двоступеневої технології – 36 год. Показники БСК повн після двоступеневої анаеробно-аеробної очистки води становлять 15-20мг/л, що дозволяє скид у водойму.

При перевищенні вмісту СПАР більше 200 мг/дм³ анаеробне очищення неможливе, оскільки така концентрація СПАР є токсичною для мікроорганізмів-анаеробів. У цьому випадку використовується двоступеневе очищення в аеротенках без попереднього зброджування в метантенках, що дозволяє досягнути БСК_{повн} до 200 мг/дм³. Це дозволяє здійснити відведення стічної води у міську каналізацію.

Осади, що утворюються після біологічного очищення, містять СПАР і жири. Використання методу аеробної стабілізації їх протягом 15-16 діб дозволяє досягти мінералізації - 90%, жирів - 80%, що зумовлює можливість їх використання у якості добрив [5].

Тож, стічні води хутряних виробництв потребують багатоступеневої очистки, що включає попереднє очищення реагентною обробкою чи іншими методами, біологічне очищення в поєднанні анаеробного та аеробного етапу, обов'язкову обробку та правильну утилізацію осадів.

Список використаних джерел:

1. Федоров В.Е. Разработка интегральной системы оценки влияния кожевенных и меховых предприятий на окружающую среду: автореф. дис. канд. техн. наук: 5.10.2005. Москва, 2012. 21с.
2. Овчарова В.В., Саблій Л.А. ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ АЕРОТЕНКІВ ОЧИСНОЇ СТАНЦІЇ НА ПІДСТАВІ АНАЛІЗУ АКТИВНОГО МУЛУ
3. Саблій Л. А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: Монографія. – Рівне: НУВГП, 2013. –291 с.
4. Мацнев А. І. Водовідведення на промислових підприємствах /А. І. Мацнев, Л. А. Саблій. – Рівне: Укр. держ. акад. водного господарства, 1998. – 219 с.
5. Яковлев С.В. Юиологическая очистка производственных сточных вод: Процессы, аппараты и сооружения/ С.В. Яковлев, И.В. Скирдов, В.Н. Швецов и др.; под ред С.В. Яковлева. – М.: Стройиздат,1985. – 208с.

ХІМІЧНА ПЕРЕРОБКА ВІДХОДІВ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Коваленко А.¹, Галиш В.^{1,2}

¹ Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, v.galysh@gmail.com

² Інститут хімії поверхні ім. О.О. Чуйка, НАН України, Україна, м. Київ

Останнім десятиліттям у всьому світі спостерігається зростаючий інтерес до розробки нових методів отримання цінних продуктів із поновлюваних сировинних джерел. Особливу зацікавленість викликає хімічна та біохімічна переробка вторинних лігноцелюлозних матеріалів, а саме рослинних відходів агропромислового комплексу. На сьогоднішній день незначна частка цих відходів спалюється як тверде паливо, проте більша частина все-таки не знаходить використання і потребує утилізації. У зв'язку з цим виникає необхідність розробки ефективних шляхів їх переробки.

Будь-які рослинні матеріали складаються з целюлози, геміцелюлоз, лігніну та інших компонентів у невеликих кількостях, проявляють різні властивості, в тому числі і сорбційні, завдяки багатокомпонентному складу та наявності різних активних функціональних груп. Переробка відходів та побічних продуктів рослинного походження у волокнисті напівфабрикати та біосорбенти вважається перспективним напрямком хімічної технології та екології.

Багаса (залишок стебла після вилучення соку) та солома (листя) - це побічні продукти низької цінності, що утворюються в результаті переробки цукрової тростини, які можуть розглядатися як перспективні матеріали для одержання ряду цінних продуктів. Першочерговим етапом в роботі було дослідження хімічного складу та структурних властивостей відходів переробки цукрової тростини. В результаті дослідження було встановлено, що багаса (целюлоза 42,1 %, геміцелюлози 33,8 %, лігнін 21,4 %, екстрактивні речовини 0,8 %, мінеральні речовини 2,3 %) та солома (целюлоза 37,2 %, геміцелюлози 30,6 %, лігнін 19,6 %, екстрактивні речовини 4,3 %, мінеральні речовини 7,8 %) цукрової тростини є близькими за вмістом основних компонентів. Загалом, одержані дані свідчать про високий вміст вуглеводневої складової в досліджених матеріалах. Високий вміст високомолекулярної полісахаридної складової може свідчити про високу механічну міцність волокон. Поверхня матеріалів є неоднорідною та містить макро- та мікро-пори (рис. 1).

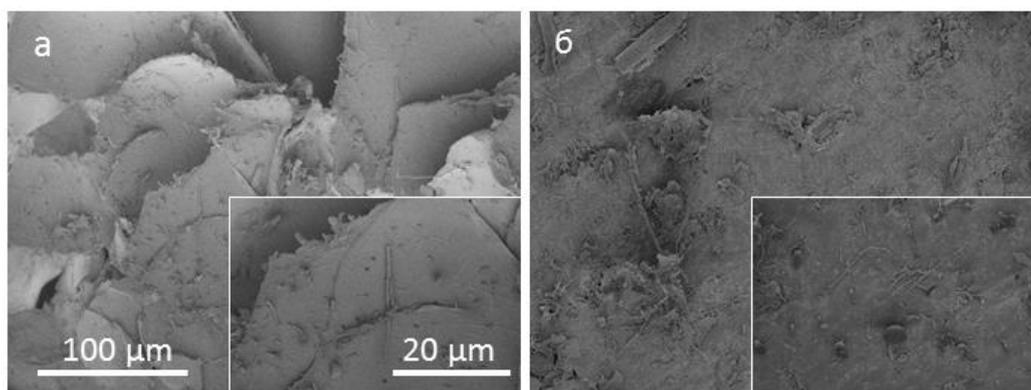


Рисунок 1. Мікрофотографії поверхні відходів переробки цукрової тростини:
а – багаса; б – солома.

Методи адсорбції/десорбції азоту та сорбції парів бензолу були використані для дослідження пористої структури досліджуваних матеріалів. Відповідно до одержаних даних, питома поверхня та боек адсорбційних пор багаси та соломи складають 1,35 м²/г і 0,08 см³/г та 1,93 м²/г і 0,05 см³/г.

За результатами дослідження структурних властивостей лігноцелюлозних відходів переробки цукрової тростини можна зробити висновок, що такі матеріали можуть знайти широке використання для одержання сорбентів для вирішення екологічних проблем забруднення водойм, волокнистих напівфабрикатів для паперової галузі, мікрокристалічної целюлози для фармацевтичної промисловості та ін.

ОЧИЩЕННЯ МІНЕРАЛІЗОВАНИХ УРАНВМІСНИХ ВОД МОДИФІКОВАНИМИ ГЛИНИСТИМИ МІНЕРАЛАМИ

Ковальчук І.А.¹, Пилипенко І.В.², Бацак О.Є.¹, Корнілович Б.Ю.²

*¹Інститут сорбції та проблем ендоекології НАН України, Україна, Київ,
kowalchukiryana@gmail.com, ²Національний технічний університет України „Київський
політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського”, Україна, Київ*

Забруднення підземних вод в місцях видобутку і переробки уранових руд обумовлено технологічними процесами вилуговування руд із застосуванням сірчаної кислоти. Для таких вод характерна висока мінералізація 5-6 г/л, в основному за рахунок сульфатів кальцію і магнію та підвищений вміст сполук урану - до 10-20 мг/л [1]. Уран перебуває в мінералізованих водах переважно в вигляді негативно заряджених сульфатних або карбонатних комплексів [2]. Оскільки ці комплекси урану негативно заряджені, їх видалення складає суттєві труднощі через низькі величини сорбції неорганічними сорбентами на основі природних силікатів - цеолітів та глин. Модифікування поверхні глинистих мінералів органічними та неорганічними сполуками дозволяє значно покращити їх сорбційні характеристики щодо аніонних форм важких металів та радіонуклідів. Органофілізація поверхні з використанням поверхнево-активних речовин (ПАР), піларування глин поліядерними іонами металів суттєво підвищує їх сорбційну здатність по відношенню до аніонів неорганічних забруднювачів [3-4].

Метою роботи було очищення мінералізованих вод від сполук урану (VI) модифікованими органічними та неорганічними сполуками глинистих мінералів.

Органофілізовані зразки отримували шляхом обробки вихідних глинистих мінералів монтморилоніту та палигорськіту сіллю чотиризаміщеного амонію – гексадецилтриметиламоній броміду (ГДТМА). Al-, Fe-, Ti- та Zr-піларовані глини отримували шляхом обробки шаруватого силікату монтморилоніту розчинами хлоридних солей алюмінію ($AlCl_3 \cdot 6H_2O$), цирконію ($ZrOCl_2 \cdot 8H_2O$), титану ($TiCl_4$) та феруму ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$).

Для вивчення процесів сорбції використовували сіль сульфату уранілу ($UO_2SO_4 \cdot 3H_2O$) та модельний розчин мінералізованої води (солевміст – 5,2 г/дм³, рН 7,2), аналогічний за аніонним складом до підземних мінералізованих вод біля сховища рідких відходів переробки уранових руд Східного гірничо-збагачувального комбінату (м. Жовті Води, Україна): HCO_3^- - 450, Cl^- - 180, SO_4^{2-} - 2830, NO_3^- - 130 мг/дм³.

Результати сорбційних експериментів з використанням модифікованих ПАР глинистих мінералів показали, що при збільшенні ступеня модифікування зразків ПАР:КОЄ від 0,5 до 5 спостерігається підвищення величин сорбції аніонних комплексів урану. Максимальні величини сорбції отримано для зразків ПАР:КОЄ 5: для монтморилоніту 31 мг/г, для палигорськіту 28 мг/г. Збільшення величин сорбції для модифікованих зразків відбувається за

рахунок додаткової сорбції з розчину негативно заряджених форм урану позитивно зарядженими геміміцелами ПАР на частково вкритих ними плоских поверхнях глинистих частинок. При цьому лише значний надлишок ПАР при одержанні модифікованих глин призводить до суттєвої сорбції урану, що за даними електрокінетичних досліджень відповідає утворенню на поверхні дисперсних частинок суцільних позитивно заряджених подвійних шарів ГДТМА.

Модифікування поверхні монтморилоніту полігідроксокомплексами металів призвело до зростання сорбційних характеристик отриманих зразків порівняно з вихідним глинистим мінералом. Встановлено, що для всіх пілар-глин характерні достатньо високі значення величин сорбції аніонних комплексів урану: в ряду $Ti > Fe > Zr > Al$ величини сорбції складають 37, 26, 21, 8 мг/г відповідно, тоді як на вихідному монтморилоніті сорбція нейтральних та негативно заряджених комплексів урану, що превалюють в мінералізованих підземних водах практично відсутня. На піларованих глинах сорбція урану відбувається в основному за рахунок обміну гідроксил-іонів полігідроксокомплексів металів сорбованих в міжшаровому просторі монтморилоніту.

Таким чином, на відміну від природних органофілізовані та піларовані глинисті мінерали проявляють високу селективність по відношенню як до катіонних, так і до аніонних форм урану. Модифіковані таким чином глинисті мінерали є ефективними дешевими сорбційними матеріалами для очищення уранвмісних мінералізованих підземних вод.

1. Yin M., Sun J., Chen Y. et al. Mechanism of uranium release from uranium mill tailings under long-term exposure to simulated acid rain: Geochemical evidence and environmental implication // Environ. Pollution. – 2019. – V. 244. – P. 174–181.
2. Shi Y., He J., Yang X. et al. Sorption of U(VI) onto natural soil and different mineral compositions: The batch method and spectroscopy analysis // J. Environ. Radioactivity. - 2019. –V. 203. - P. 163-171.
3. Голембіовський А.О., Ковальчук І.А., Корнілович Б.Ю., Жданюк Н.В. Вилучення сполук U(VI) з вод з використанням органоглин // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». — 2011. — № 6. — С. 154–158.
4. Пилипенко І.В., Ковальчук І.А., Корнілович Б.Ю. Сорбція іонів урану та хрому Zr/Al-пілардованим монтморилонітом // Доповіді Національної академії наук України. - 2014. – Т. 9. - С. 97-102.

ВИКОРИСТАННЯ РОСЛИН ДЛЯ ДООЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД ФОСФАТІВ

Козар М.Ю.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім.
Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, marinakpi@gmail.com*

Метою дослідження було вивчення ефективності доочищення стічних вод від сполук фосфору на піщано-гравійному фільтрі з низхідно-висхідним рухом води, на поверхні якого насаджено рослини. У такому фільтрі крім фільтрації через зернисте завантаження відбувається біологічна фільтрація води, що здійснюється кореневою системою рослин.

В якості стічної води в лабораторних умовах використовували модельний розчин №1 після очищення в експериментальній установці (див. рис 2.1) з такими параметрами: ХСК- 25-50 мг О₂/дм³, С(Р₂О₅) =2 - 5 мг/дм³.

Після анаеробно-аеробного очищення концентрація сполук фосфору коливається від 1 мг/дм³ до 8 мг/дм³ та не має постійного значення, при цьому унеможлиблює скид таких стічних вод без негативного впливу на екосистему водойми.

Для забезпечення глибокого видалення сполук фосфору запропоновано використання біологічного доочищення. З цією метою застосовано піщано-гравійний фільтр з низхідно-висхідним рухом води, на поверхні якого насаджено рослини. Стічні води фільтрували через зернисте завантаження. Крім того, застосували додаткову фільтрацію за допомогою кореневої системи рослин. В якості насаджень запропоновано рослини, які в більшій мірі потребують сполуки фосфору, тобто ті, які утворюють фосфоліпіди (ріпак, льон).

В основу технології покладено природні процеси самоочищення, властиві водним та навколоводним екосистемам. До факторів, які найбільше впливають на ефективність очищення, відносяться: температура води та повітря, рН, сезонність, гідравлічне навантаження на споруди, інтенсивність аерації; початкова концентрація забруднюючих речовин у воді, що подається на очищення; наявність розвинених ефективних поверхонь як субстрату для прикріплення та утримання різноманітних водних організмів – бактерій, актиноміцетів, грибів, найпростіших та одноклітинних водоростей, ракоподібних, червів, комах та ін.

Накопичування рослинами біогенних елементів стимулюється збільшенням їх концентрації в середовищі, збільшується на світлі, залежить від рН води, а також від видових особливостей рослин, густоти насадження 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 м²; тривалість контакту води з біоценозом; режим експлуатації. Активний мул, що потрапляє з водою після відстоювання, створює плівку (перифітон) на поверхні рослин, занурених у воду, знаходячись з ними у стані симбіотичної взаємодії, перебуває у завислому стані у вигляді пластівців, а також утворює шар природних відкладень – бентос, в якому проходить активний процес анаеробного розкладу органічних забруднень.

Площа висадки рослин складала 0,01 м². Використання доочищення дозволяє на виході знизити концентрацію фосфатів у стічній воді з 2-5 мг/дм³ до 0,5-1 мг/дм³ при витраті стічної води до 1 дм³/доба. На поверхні були висаджені рослини в кількості 40 шт. Надалі обсяг стічної води, що надходить на доочищення, можна буде збільшити за рахунок розростання рослин і їх кореневої системи, це дозволить їм засвоювати більшу кількість фосфатів із більшою швидкістю.

Використання доочищення дозволяє на виході отримати значення концентрації фосфатів у стічній воді 0,5-1 мг/дм³. В подальшому отриманий врожай рослин можна використовувати як сировину для отримання біоетанолу чи біомасу для спалювання.

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ПІДГОТОВЧИХ ПРОЦЕСІВ ШКІРЯНОГО ВИРОБНИЦТВА

Колесник Т. О., Майстренко Л. А.

Науковий керівник: д.т.н., проф. Андрєєва О. А.

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, Київ
domanska91@gmail.com*

Проблема удосконалення підготовчих процесів та покращення якості голини (отже, й готової шкіри) є предметом підвищеної уваги технологів шкіряного виробництва. У більшості сучасних технологій, що використовуються на підприємствах галузі, передбачаються високі концентрації зольних реагентів й висока тривалість відмочувально-зольних процесів. Застосування підвищених витрат вапна та сульфїду натрію не лише негативно позначається на якості голини та готової продукції, викликаючи стяжку, садку лицьової поверхні, пухлинуватість та жорсткість, а й суттєво впливає на екологію шкіряного виробництва. У зв'язку з цим виникає необхідність в удосконаленні та розробленні нових способів і технологій проведення відмочувально-зольних процесів. Найбільш перспективними з них є ті, що дозволяють виключити або суттєво зменшити використання гідроксиду кальцію та сульфїду натрію, досягти ефективного розділення структурних елементів дерми при максимальному зменшенні об'єму стічних вод та їх забрудненні [1]. Проте, спроби замінити ці шкідливі неорганічні речовини часто призводять до застосування більш дорогих матеріалів або ж до погіршення якості голини і, тим самим, готової шкіри. До перспективних напрямів удосконалення підготовчих процесів у виробництві натуральної шкіри належить застосування ферментних препаратів, що забезпечує високу якість, вихід по площі готової шкіри та позитивно впливає на навколишнє природне середовище.

Відмочування шкіряної сировини із застосуванням ферментних препаратів дозволяє значно прискорити процес обводнення, особливо шкір сухих методів консервування [2]. Ферментативне відмочування свинячої сировини сприяє звільненню її від залишків коренів волосу, епідермісу, жиру, суміш яких у шкіряному виробництві дістало назву «гнейст». Очищення голини від гнейсту необхідне через те, що у подальших обробках він сприяє утворенню таких небажаних дефектів, як плямистість та грубість лицьової поверхні шкіри [3].

Перевага ферментних препаратів проявляється і при використанні їх у зневолошуванні, що дозволяє виключити застосування екологічно шкідливих хімічних матеріалів, підвищити культуру виробництва та продуктивність праці, спростити очищення стічних вод. Поширена на практиці технологія спалювання волосу призводить до величезної кількості сульфідних забруднень та високих значень показників ХСК, БСК. Ферментативне зневолошування є популярним методом витіснення традиційного сульфідного зневолошування. Тим не менш, деякі з проблем, пов'язані з ферментативним зневолошуванням, зумовлюють більш ретельний контроль технологічних параметрів та стану лицьової поверхні голини. З урахуванням цього авторами роботи [4] була зроблена спроба використати іони двовалентних металів для безпечного та ефективного ферментативного видалення волосу зі шкір великої рогатої худоби. Було досліджено вплив іонів таких металів, як Са (II), Mg (II) і Zn (II), на активність протеази AS1.398 відносно гідролізу колагену та кератину. Результати проведеного дослідження були підтверджені відсутністю волосяного покриву на бичачій шкірі, її високою якістю.

У [5] наведено опис технології окиснювального зневолошування, в основі якої покладено процес руйнування дисульфідного зв'язку волосу. Проведено порівняння показників стічних вод нової та відомої технологій. Показано, що нова технологія дозволяє у 6-6,5 разів знизити токсичність технологічних розчинів й, відповідно, стічних вод за рахунок зниження вмісту у них сульфідів. При цьому кількість осаду гідроксиду кальцію знижується у 2,8 рази. Традиційні зольні системи, крім перерахованих речовин, містять продукти розпаду кератину, що утворюються в результаті руйнування волосу. Дані речовини визначаються узагальненими показниками ХСК,

БСК. При застосуванні розробленої технології ці показники знижуються у 4 рази за хімічним споживанням кисню та у 3,8 рази за біологічним споживанням кисню. Таким чином, перспективним екологічним імперативом виробництва натуральних шкір є проведення підготовчих процесів з використанням саме ферментних препаратів. При цьому для відмочувально-зольних процесів рекомендуються препарати протеолітичної, глікозидної та ліполітичної дії, ефективність використання яких суттєво залежить не лише від їх активності, але й від рН і температури середовища, що вимагає ретельного контролю технологічних процесів.

У роботі [6] досліджено вплив різних ферментів та їх комбінацій на властивості дерми. Експеримент проводили на зразках мокросоленої сировини ялівки легкої масою 18-24 кг з використанням лужної протеази активністю 51300 од/г, колагенази активністю 118 од/г та протосубтиліну Г-3х активністю 70 од/г. Оброблення проводили при РК 1,5, рН 9,5, температурі 30 °С в присутності 3,0 % карбаміду протягом 4 годин. Витрату ферментних препаратів визначали, виходячи з їх активності, а саме: для колагенази – 0,1, лужної протеази – 0,5, протосубтиліну Г-3х – 1,0 % від маси сировини. Деяке ослаблення зв'язку волосу з дермою було виявлено у зразків, оброблених в присутності колагенази. Після промивання зразки направляли на зоління, яке здійснювали при використанні 2,0 % гідроксиду натрію та 0,6 % сульфід натрію. Повне видалення волосу спостерігалось у разі використання колагенази та протосубтиліну Г-3х. Це пояснюється більш високою здатністю останнього руйнувати епідермальні шари шкіри, полегшуючи тим самим доступ колагенази до колагенових білків, що вистеляють волосяні сумки. Однак, відсутність ефективного впливу на глобулярні білки неколагенового характеру не дозволило досягти повного вилучення їх зі структури дерми, що дещо загальмувало проникнення дубильних солей до активних центрів колагену. Найбільш ефективним з цієї точки зору виявився склад, що включав протосубтилін Г-3х та лужну протеазу, використання якого дозволило практично повністю очистити дерму від неколагенових білків і забезпечити належний ступінь зневолошування.

За участю авторів даної роботи проводяться дослідження з удосконалення технології виготовлення пергаменту – унікального недубленого шкіряного матеріалу. За результатами аналізу відомих стародавніх та сучасних технологій встановлено, що необхідні властивості пергаменту (висока міцність, пружність, прозорість і т.і.) досягаються у разі застосування у підготовчих процесах таких екологонебезпечних хімічних реагентів, як сульфід натрію, гідроксид кальцію, хлорне вапно тощо. Тому з урахуванням викладеного вище для проведення процесу відмочування у роботі задіяли низку сучасних ферментних препаратів промислового виробництва – Rinazym, КАВ, Ribez, ON-2, В-2. Відмочування проводили при різній витраті ферментів (0,1 та 0,5 %) від маси сировини або в присутності 1,5 % карбонату натрію, або без його додавання. У якості контрольного варіанту обрали відому технологію відмочування пергаменту, яка передбачає використання екологічно небезпечного сульфід натрію у кількості 0,7 % від маси сировини [7]. Через кожні одну-дві години визначали вологовміст сировини. Таким чином було встановлено, що найбільш ефективне обводнення овчини досягається у разі використання ферментного препарату В-2 та 1,5 % карбонату натрію: після оброблення ступінь обводнення зразків у даному дослідному варіанті був на 1,1-7,2 % вище порівняно з іншими дослідними варіантами та на 4,2 % порівняно з контролем.

Подальші дослідження будуть спрямовані на повне виключення з технологічного циклу сульфід натрію та зменшення витрати гідроксиду кальцію під час проведення зоління-зневолошування. Це позитивно впливатиме на екологічність та культуру виробництва шкіряного пергаменту.

Література

1. Маллашахбанов Ш. А. Совершенствование технологии подготовительных процессов кожевенного производства / Маллашахбанов Ш. А., Чурсин В. И. / Сборник тезисов III Всероссийской научно-практической конференции. – Пенза, 2003. С. 141–142.

2. Шестакова И. С. Ферменты в кожевенном и меховом производстве / И. С. Шестакова, Л. В. Моисеева, Т. Ф. Миронова. – М. : Легпромбытиздат, 1990. – 128 с.
3. Цыбикова Д. Ц. Белки, ферменты, дубители и красители. – Улан-Уде : ВСГТУ, 2002. – 164 с.
4. Mei Chen. Approach Towards Safe and Efficient Enzymatic Unhairing of Bovine Hides / Mei Chen, Mingfang Jiang, Min Chen, Haiming Cheng // JALCA. – 2018. – 113(2). – P. 59–64.
5. Гурьянова Т. И. Решение экологических проблем при проведении подготовительных процессов кожевенного производства / Т. И. Гурьянова, Е. В. Потушинская // Техническое регулирование: базовая основа качества товаров и услуг. – Шахты, 2008. – С. 184–185.
6. Чурсин В. И. Влияние ферментативной обработки на свойства голя и полуфабриката / Чурсин В. И., Шапкарина Н. П. // Кожевенно-обувная промышленность 2005 №5 – С. 35 – 36.
7. Гайдаров Л. П. Технология кожи / Гайдаров Л. П. – М. : Легк. индустрия, 1974. – 174 с.

ІОНООБМІННЕ ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ МІДІ, ЦИНКУ ТА НІКЕЛЮ З СТІЧНИХ ВОД МЕТАЛООБРОБЛЮВАЛЬНИХ ВИРОБНИЦТВ

Колегова Анастасія Сергіївна, аспірант¹, Трохименко Ганна Григорівна, т.т.н., професор НУК¹, Гомеля Микола Дмитрович, д.т.н., професор²

1- Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, Україна, м. Миколаїв, nastya.sukhareva92@gmail.com, antr@ukr.net.

2- Національний політехнічний університет України «Київський політехнічний інститут», Україна, м. Київ, m.gomelya@kpi.ua

Стічні води (промивні та відпрацьовані концентровані розчини) гальванічних виробництв значною мірою містять іони важких металів, які є не тільки високотоксичними, але й цінними компонентами. Адже у наш час для України та інших країн стає актуальною проблема втрати цінних металів та їх вилучення зі стічних вод гальванічних виробництв. Одним з головних завдань є розробка нових методів очищення, знезараження, нейтралізації та утилізації забруднених стічних вод промислових підприємств.

Об'єктом дослідження були модельні розчини іонів металів – Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} . Сорбцію та регенерацію проводили за одним металом у модельному розчині на катіоніті при концентраціях: Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – 10, 20, 50 мг-екв/дм³. Для сорбції цих металів використовувався катіоніт КУ-2-8 в Н⁺-формі, об'ємом 20 см³. Іоніт розміщували в іонообмінній колонці, де проводили сорбцію та десорбцію іонів важких металів.

Регенерацію проводили сірчаною кислотою концентрацією приблизно 1000, 1600 і 2000 мг-екв/дм³.

Даний катіоніт є високоселективним до двозарядних катіонів металів, що дає змогу проводити очищення промивних вод та його регенерацію, а також створювати комплексні маловідходні технології очищення стічних вод від катіонів важких металів.

Результати сорбції іонів міді, цинку та нікелю на катіоніті у динамічних умовах представлені на рис. 1, 2, 3.

Як показали дослідження (рис. 1), ємність іоніту досягає у середньому 2073 мг-екв/дм³ при пропусканні 0,01 н модельних розчинів. До проскоку іонів важких металів у аналізованому розчині було пропущено 2,5-3 дм³ модельних розчинів, а до повного насичення іоніту потрібно було пропустити 5-5,5 дм³, що видно з графіків на рисунку 1.

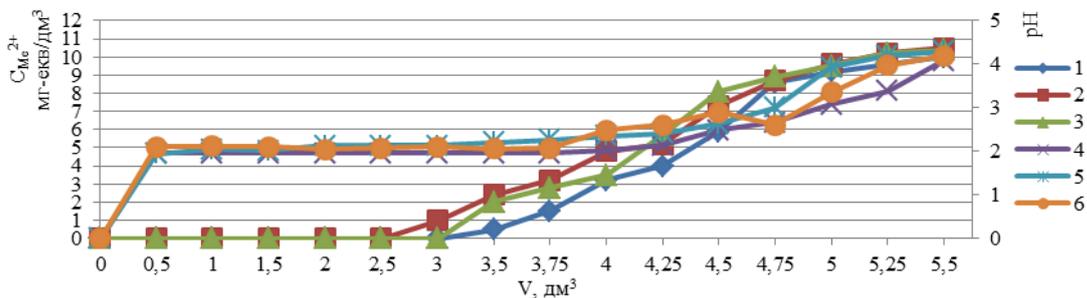


Рис. 1. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 10$ мг-екв/дм³) (1), рН (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 10,5$ мг-екв/дм³) (2), рН (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 10,4$ мг-екв/дм³) (3), рН (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в Н⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2087,5 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2059 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2072 мг-екв/дм³).

При пропусканні модельних розчинів з концентрацією 0,02 н ємність іоніту сягала в середньому 2140 мг-екв/дм³. Об'єм пропущених модельних розчинів до проскоку важких металів був приблизно 1,5 дм³. Для повного насичення катіоніту знадобилося пропустити приблизно 3,25 дм³ розчинів важких металів (рис. 2).

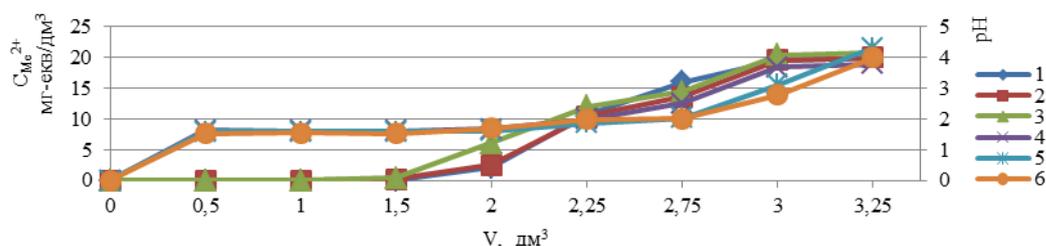


Рис. 2. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 20$ мг-екв/дм³) (1), рН (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 20$ мг-екв/дм³) (2), рН (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 21$ мг-екв/дм³) (3), рН (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в Н⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2107,5 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2190 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2120 мг-екв/дм³).

При пропусканні 0,05 н модельних розчинів ємність катіоніту була у середньому 2100 мг-екв/дм³. Повне насичення катіоніту відбувалось при пропусканні 1,2 дм³ розчину, до проскоку металів було пропущено 0,6 дм³ розчину, як видно з рисунку 3.

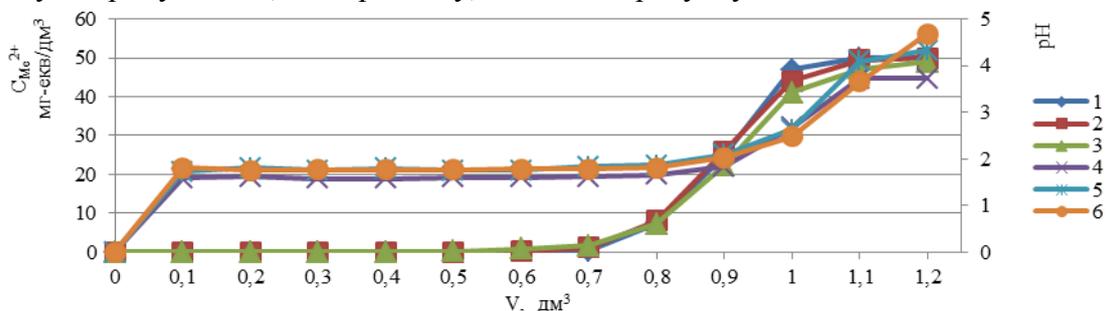


Рис. 3. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 50$ мг-екв/дм³) (1), рН (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 50$ мг-екв/дм³) (2), рН (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 49$ мг-екв/дм³) (3), рН (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в Н⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2107,5 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2190 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2120 мг-екв/дм³).

модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в H^+ -формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) (ПОДС (1) = 2100 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2105,5 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2093 мг-екв/дм³)

З представлених графіків (рис. 1, 2, 3) видно, що рН відібраних проб зростав при зменшенні кислотності, а іоніт КУ-2-8 при цьому насичувався катіонами Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} . У цілому сорбція іонів металів відбувалась досить ефективно, що й очікувалося.

Для того, щоб оцінити ефективність іонообмінного очищення води від важких металів, потрібно враховувати не тільки сорбційну ємність, а й ступінь регенерації катіоніта. Тому, після вивчення сорбції важких металів на катіоніті було проведено регенерацію сірчаною кислотою.

Результати регенерації іоніту в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі показані на рис. 4, 5 та 6.

Під час десорбції іонів металів 5% сірчаною кислотою (рис. 4) концентрація катіонів Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} у першій пробі складала у середньому 583 мг-екв/дм³, в останній пробі досягала 0 мг-екв/дм³. При цьому кислотність збільшувалась у середньому від 298,3 мг-екв/дм³ до 998,3 мг-екв/дм³, а рН відібраних проб зменшувалось.

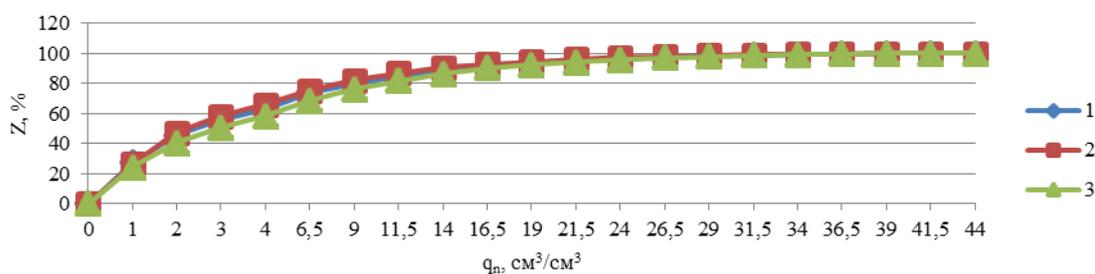


Рис. 4. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 5%-ї H_2SO_4 (см³/см³) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 41,8 (1), 42,11 (2) та 41,86 (3).

Регенерація іоніту КУ-2-8 у динамічних умовах 8% H_2SO_4 представлена на рис. 5. З графіків видно, що ефективність десорбції металів досягає 100%. Концентрація металів у першій пробі була в середньому 808 мг-екв/дм³, в останній в середньому 0 мг-екв/дм³. Кислотність також збільшувалась, а рН розчинів зменшувався.

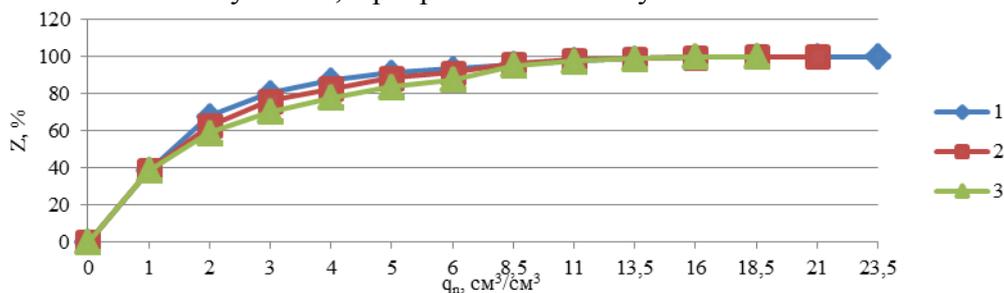


Рис. 5. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 8%-ї H_2SO_4 (см³/см³) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 40,34 (1), 41,18 (2) та 41,43 (3).

Десорбція іонів важких металів 10% кислотою показало більшу ефективність, ніж регенерація 5 чи 8% сірчаною кислотою, що видно з графіків на рисунку 6.

Концентрація катіонів у перших пробах у середньому складала 836,4 мг-екв/дм³, в останніх – 0 мг-екв/дм³, при цьому кислотність зростала з кожною пробю.

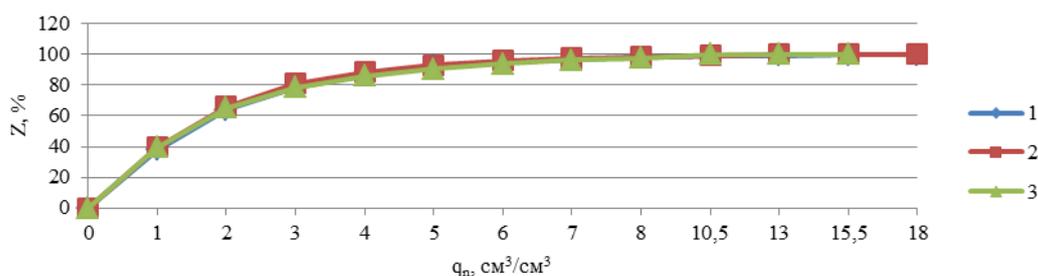


Рис. 6. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 10%-ї H_2SO_4 (cm^3/cm^3) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 cm^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 41,74 (1), 42,75 (2) та 42,3 (3).

Експерименти показали досить ефективну регенерацію іоніту 5, 8 та 10-% сірчаною кислотою. При 10% H_2SO_4 десорбція іонів металів була найефективнішою, ніж при регенерації 5 та 8%-ю кислотою.

Після отримання регенераційних розчинів сумішей металів доцільно проводити їх електроліз, що є наступним етапом очищення стічних вод, які забруднені важкими металами.

УДК 628.35

ПОВНІ БІОЛОГІЧНІ ЕЛЕКТРОЛІЗНІ ЕЛЕМЕНТИ З МІКРОВОДОРОСТЯМИ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Колтишева Д.С., Щурська К.О., Кузьмінський Є.В.

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", м. Київ, dinakoltisheva@gmail.com

За останні роки для світу і України зокрема все більш гостро постає проблема погіршення показників якості води в джерелах водопостачання. Через скид у водойми чи водотоки неочищених або недоочищених стічних вод, які містять біогенні елементи, органічні речовини, ПАР, іони важких металів у кількостях, що перевищують межі допустимих норм, водні об'єкти з часом втрачають здатність до саморегуляції та забруднюються. Це проявляється у евтрофікації водойм, у змінах біологічного різноманіття та в погіршенні якості води.

Традиційно в Україні та ряді інших країн стічні води багаті на органічні сполуки очищують за допомогою технологій, що мають біологічні стадії очищення в аеротенках або у біофільтрах. Однак при експлуатації таких біологічних споруд необхідні витрати на аерацію, обробку надлишкового активного мулу [1].

Раніше було показано, що біологічні паливні елементи (БПЕ) здатні очищувати стічні води, продукуючи енергоносії - водень, а біологічні електролізні елементи (БЕЕ) здатні генерувати струм. При цьому в анодній камері при застосуванні в якості інокуляту активного мулу відбувається деструкція органічних сполук [2]. Труднощі, які виникають при впровадженні БЕЕ- або БПЕ-технологій, пов'язані із необхідністю використання високовартісних платинових або оброблених платиною електродів або застосуванням каталізаторів, наприклад, фероціанід в катодній камері, які спричиняють вторинне забруднення

води. Як вирішення цієї проблеми пропонується використання біокатодів, які містять мікроводорості.

Наявні 3 основні варіації застосування мікроводоростей в БЕЕ-технологіях: як живлення для анодної камери, як донор електронів на аноді, як продуцент кисню на катоді [3]. Також пропонуються гібридні технології: поєднання катодної камери з біореактором, в якому вирощуються мікроводорості, і після нарощення біомаси - перекачуються з біокатода в трубчастий біореактор. Для зниження вмісту вуглекислого газу в анодній камері та зменшення витрат на барботування вуглекислим газом катодної камери поєднують катодну і анодну камери трубкою. Використання нарощеної біомаси в катодній камері можливе або в якості добавки до стічних вод в анодну камеру (служать джерелом солей, вітамінів на інших поживних речовин) або для подальшої переробки на біопаливо (в стресових умовах БЕЕ мікроводорості накопичують ліпіди).

Метою роботи є представлення перспектив повних БЕЕ з мікроводоростями в процесах очищення стічних вод.

Існують різні конфігурації БЕЕ з біокатодом водоростей, однак двокамерні є найбільш перспективними з точки зору можливості очищення стічних вод, нарощування біомаси мікроводоростей та генерації електричної енергії. Завдяки фотосинтетичному утворенню кисню мікроводоростями знижуються витрати на аерацію катодної камери БЕЕ, а сполучення камер трубкою, по якій перекачують утворений на аноді CO_2 , дозволяє знизити викиди вуглекислоти.

Сполуки Нітрогену та Фосфору в стічній воді є сприятливими для розвитку мікроводоростей. Зростання біомаси мікроводоростей в катодній камері та збільшення вмісту ліпідів, пов'язують зі стресовими умовами. Таким чином БЕЕ з мікроводоростями на біокатоді уявляє собою сталу систему, яка дозволяє отримувати зі стічних вод електричну енергію та біопаливо.

Використання протонобмінних мембран PBI та Sterion, які не поступаються Nafion, кераміки або ж безмембранних технологій дозволяють знизити витрати на конструювання БЕЕ.

На функціонування БЕЕ з мікроводоростям на біокатоді найбільший вплив мають освітлення (періодичність, інтенсивність, довжина хвилі світла), поживні речовини, рН, матеріал з якого виготовлені електроди. Wu та колеги показали, що більш ефективно мікроводорості працюють в БЕЕ при періодичному освітленні [4].

В якості електродів для біокатодів широко використовуються вуглецеві матеріали (вуглецеве волокно, вуглецева тканина, папір вуглецевий тощо), для збільшення ефективності використовують їх модифікації (титанове, платинове покриття) [6]. Потужність повних БЕЕ, катод яких вкритий платиною, мають вихідні значення потужності майже в 10 разів вищі за ті, що не вкриті 1200 мВт/м^3 проти 170 мВт/м^3 відповідно. Дослідження повних БЕЕ направленні на одночасне здешевлення технології без втрати ефективності. Під час вибору матеріалів електроду необхідно враховувати здатність мікроводоростей спричинити біокорозію металів та заростання електродів, які призводять до збоїв використання БЕЕ [5].

Таблиця Характеристики повних БЕЕ з мікроводоростями

№	Анод:матеріал/ мікроорганізми	Катод: матеріал/ мікроорганізми	Сила струму чи напруга	Потужність, мВт/м^2	Конфігурація	Наявність і тип мембрани
1	Вуглецеве волокно/активний анаеробний мул	Вуглецеве волокно/консорціум зелених водоростей, ціанобактерій та бактерій	29,6 мА/м^2	4,7	Двокамерний, катодна камера поєднана з біореактором	Кераміка [5]
2	Вуглецева тканина/активний мул	Вуглецева тканина/ <i>Scenedesmus acutus</i> PVUW12	0,7 А/м^3	1,3	Двокамерний, додатково поєднані	Модифіко- ваний полібензи-

					силіконовою трубкою яка передає утворений CO ₂ на катод	мідазол (PBI) [6]
3	Відновлений оксид графену/ <i>Synechococcus elongates</i>	Скляний катод з платиновим покриттям	3,622 мА/м ²	0,520	Однокамерний	Відсутня [7]
4	Вуглецева тканина переплетена титановим дротом/активний мул	Вуглецева тканина переплетена титановим дротом/ <i>Scenedesmus quadricauda</i> SDEC-8	240 мА/м ²	62,93	Двокамерний розділений оргсклом	Відсутня [8]
5	Вуглецева тканина покрита тефлоном/активний мул	Вуглецева тканина покрита тефлоном/ <i>Chlorella vulgaris</i>	9 мВ	-	Двокамерний	Протон-обмінна мембана Sterion [9]

Проведений аналіз існуючих технологій повних БЕЕ з мікрководростями демонструє широкі можливості їх використання та комбінацій. Альтернативне використання вуглецевих матеріалів катоду замість платини, розширення вибору мембран, а також перспективне використання нарощеної біомаси мікрводоростей робить БЕЕ більш привабливим для впровадження в технологіях очищення стічних вод.

1. Кузьмінський Є.В. Пріоритетні напрями розвитку екобіотехнології. 1. Природоохоронні біотехнології / Є. В. Кузьмінський, К. О. Щурська // *Innov Biosyst Bioeng.* – 2018. – №1. – С. 22–32.

2. Щурська К. О. Біоелектрохімічне генерування водню в мікробному паливному елементі. 3. Експериментальна частина / К. О. Щурська, Є. В. Кузьмінський. // *Відновлювана енергетика.* – 2012. – №1. – С. 67–77.

3. Gude V. G. Wastewater treatment in microbial fuel cells - an overview / V. G. Gude. // *Journal of Cleaner Production.* – 2016. – №122. – С. pp.287–307

4. Construction and operation of microbial fuel cell with *Chlorella vulgaris* biocathode for electricity generation / [X. Wu, T. Song, X. Zhu та ін.]. // *Appl Biochem Biotechnol.* – 2013. – №171. – С. 2082–2092.

5. Self-sustainable electricity production from algae grown in a microbial fuel cell system / I.Gajda, J. Greenman, C. Melhuish, I. Ieropoulos. // *Biomass and Bioenergy.* – 2015. – №82. – С. 87–93.

6. Photosynthetic microbial fuel cell with polybenzimidazole membrane: synergy between bacteria and algae for wastewater removal and biorefinery / [S. Angioni, L. Millia, P. Mustarelli та ін.]. // *Heliyon.* – 2018. – №4. – С. e00560.

7. Algal biophotovoltaic (BPV) device for generation of bioelectricity using *Synechococcus elongatus* (Cyanophyta) / [F. Ng, S. Phang, V. Periasamy та ін.]. // *Journal of Applied Phycology.* – 2018. – №30. – С. 2981–2988.

8. Algal biofilm-assisted microbial fuel cell to enhance domestic wastewater treatment: Nutrient, organics removal and bioenergy production / [Z. Yang, Q. Hou, H. Pei та ін.]. // *The Chemical Engineering Journal.* – 2018. – №332. – С. 277–285.

9. Cathodic optimization of a MFC for energy recovery from industrial wastewater / [A. González, P. Cañizares, J. Lobato та ін.]. // *Chemical Engineering Transactions.* – 2014. – №41. – С. 145–150.

**ВИКОРИСТАННЯ *DAPHNIA MAGNA* ДЛЯ БІОІНДИКАЦІЇ
ЗАБРУДНЕНИХ ФАРМАЦЕВТИЧНИМИ ПРЕПАРАТАМИ СТИЧНИХ ВОД****Колтишева Д.С., Саблій Л.А.***Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут
імені Ігоря Сікорського", м. Київ, dinakoltisheva@gmail.com*

У зв'язку з масштабним виробництвом фармацевтичних препаратів, таких як знеболюючі, антибіотики, антидепресанти, протизапальні засоби, гормони та інші, які використовуються населенням у великих кількостях, зростає їх вміст у довкіллі, зокрема у природних водах. Такі ксенобіотики, у зв'язку зі специфікою дії на організм людини, метаболізуються повільно. Слід зазначити, що деструкція ксенобіотиків у навколишньому середовищі, зокрема у природних водоймах, відбувається теж досить повільно. Стійкість указаних препаратів створює загрозу довкіллю як потенційних токсичних забруднювачів з довгостроковим впливом на живі організми. Виявлення ксенобіотиків фармацевтичного походження у стічних водах хімічними та фізичними методами є складним та високовартісним. Однак якщо стоїть завдання визначення токсичної дії стічних вод може бути використаний метод біоіндикації. Одним із запропонованих тест-об'єктів, який застосовується для оцінки якості води, є веслоногий рачок *Daphnia magna*. Біоіндикацію з таким тест-об'єктом рекомендують використовувати для визначення токсичної дії стічних вод, які містять барвники та інші токсичні речовини [1, 2]. Метою роботи є визначення можливості застосування *Daphnia magna* для встановлення токсичної дії водних розчинів фармацевтичних препаратів.

Л. L. Oliveira та колеги [3] показали можливість визначення токсичної дії водних розчинів таких лікарських засобів (ЛЗ) як протизапальний ЛЗ - диклофенак та анальгетик ацетамінофен за допомогою *Daphnia magna*, при цьому летальна концентрація становила $LK_{50}=123,3 \text{ мг/дм}^3$ та $LK_{50}=2,8 \text{ мг/дм}^3$, відповідно.

М. Cleuvers [4] показав можливість визначення токсичної дії водних розчинів протизапальних ЛЗ ібупрофен та напроксен. Для цих ЛЗ летальна концентрація становила $LK_{50}=101,2 \text{ мг/дм}^3$ та $LK_{50}=166,3 \text{ мг/дм}^3$. Серед гормонів, токсичну дію розчинів яких можна визначити методом біотестування з *Daphnia magna*, слід зазначити прогестерон, тестостерон, естріол [5]. Також М. Cleuvers [3] було показано, що використання водних сумішей ЛЗ має більшу токсичну дію, ніж сумарна дія окремих компонентів суміші ЛЗ.

Для автоматизації біомоніторингу стічних вод можливе застосування технології Lab-on-a-Chip [6]. Методика полягає у відеофіксації поведінкових реакцій, які виникають у дафній у відповідь на ксенобіотики, та в подальшій математичній обробці траєкторії їх руху. Така технологія дозволяє скоротити тривалість біоіндикації, оскільки летальному ефекту ксенобіотиків передують зміни поведінки представників *Daphnia magna*.

Отже, було встановлено можливість застосування *Daphnia magna* для виявлення токсичної дії водних розчинів фармацевтичних препаратів, таких як протизапальні, гормони як у чистому вигляді, так і у суміші, що дає підстави припустити можливість визначення токсичної дії ЛЗ і у стічних водах. Використання технології Lab-on-a-Chip, заснованої на математичній обробці поведінкових реакцій веслоногих рачків, дозволить автоматизувати біомоніторинг ЛЗ у стічних водах.

Література:

1. Практикум з моніторингу та інженерних методів охорони довкілля / А. І. Мацнев, С.Б. Проценко, Саблій Л.А.; Рівненський держ. технічний ун-т. - Рівне : ВАТ "Рівненська друкарня", 2002. - 460 с.

2. Визначення гострої летальної токсичності на *Daphnia magna Straus* та *Ceriodaphnia affinis Lilljeborg* (Cladocera, Crustacea). ДСТУ 4173:2003. (ISO 6341:2012, MOD) / А. М. Крайнюкова (розроб.). — Офіц. вид. — К. : Держспоживстандарт України, 2004. — IV, 18 с. — (Національний стандарт України).

3. Acute and chronic ecotoxicological effects of four pharmaceuticals drugs on cladoceran *Daphnia magna* / [L. L. Oliveira, F. Gonçalves, S. Antunes та ін.]. // Drug and Chemical Toxicology. — 2015. — №39. — С. 1–9.

4. Cleuvers M. Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid / M. Cleuvers. // Ecotoxicology and Environmental Safety. — 2004. — №59. — С. 309–315.

5. Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna* / [N. H. Torres, L. Ferreira, M. Aguiar та ін.]. // 2015. — №187. — С. 379.

6. Huang Y. A Microfluidic System for Analysis of *Daphnia magna* Locomotory Responses to Water-borne Toxicants [Електронний ресурс] / Y. Huang, O. Campana, D. Wlodkowic // Scientific Reports. — 2017. — Режим доступу до ресурсу: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-17892-z>.

УЛЬТРАФІЛЬТРАЦІЯ ЗАЛІЗОВМІСНИХ ВОД НА МЕМБРАНАХ З МАГНІТНО-ЧУТЛИВИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ

Коновалова В.В., Іваненко О.І.

*Національний Університет «Кієво-Могилянська Академія», v.konovalova@ukma.edu.ua
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», 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.

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 продуктивності 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.

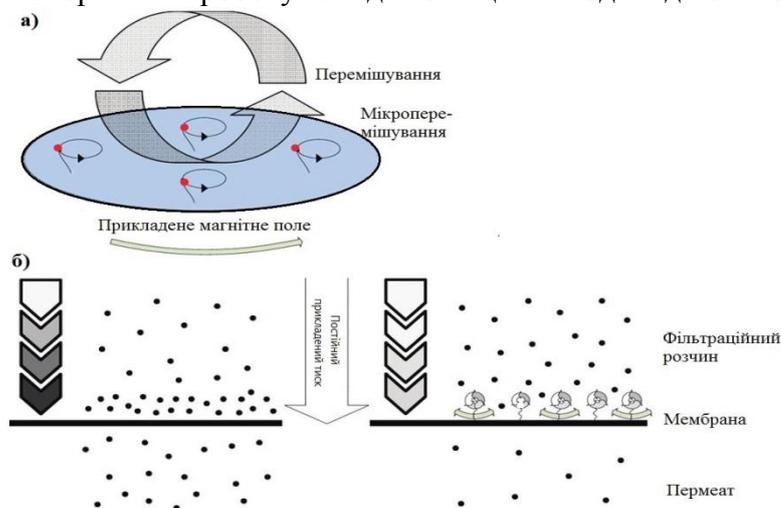


Рисунок 1 - Схематичне зображення концепції іммобілізації магнітних наночастинок на поверхню целюлозної мембрани при накладанні магнітного поля (а), ілюстрація зменшення концентраційної поляризації для модифікованої мембрани (б). [1]

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>
C(КМЦ), %	$C_o(Fe^{2+}), \text{ мг/дм}^3$	$C_{п}(Fe^{2+}), \text{ мг/дм}^3$	$C_{п}(Fe^{2+}), \text{ мг/дм}^3$
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 затримання заліза на магнітно-активних мембранах дорівнює 99,8%, а залишкова концентрація заліза в пермеаті не перевищує 0,08 мг/дм³ 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.

ПОРІВНЯННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВЕРМИКОМПОСТУВАННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ВИДАМИ *EISENIA ANDREI* ТА *EISENIA FETIDA*

Ладановська Д.О.

Науковий керівник - Жукова В.С.

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського", Київ, Україна
d.ladanovskaya@gmail.com

Технологія вермикомпостування осадів промислових стічних вод набула широкого застосування у багатьох країнах Європи та Азії. Для здійснення процесів переробки осадів у високоякісне біодобриво використовують представників сімейства *Lumbricidae*, найчастіше таксономічні види *Eisenia andrei* та *Eisenia fetida*, які за невеликий проміжок часу здатні

перетворити значні об'єми осадів стічних вод. Проте, процес вермикомпостування можна значно пришвидшити, збільшити продуктивність, яка безпосередньо залежить від застосування окремих видів вермикультури, з певними морфологічними ознаками.

Метою роботи є порівняти ефективність технології вермикомпостування для вирішення проблеми утилізації осадів промислових стічних вод, різними видами вермикультури – представниками *Eisenia andrei* та *Eisenia fetida*.

Актуальність роботи пов'язана зі зростаючими темпами розвитку підприємств, їх обсягом продукції, а отже і кількістю промислових осадів стічних вод (ОСВ) та необхідністю оптимізувати процес, відповідно до вимог зростаючих потужностей. Метод вермикомпостування є альтернативним способом утилізації ОСВ, оскільки не потребує великих фінансових витрат і є екологічно безпечним [1]. Для оптимізації процесу утилізації ОСВ не потрібно здійснювати масштабні реконструкції, необхідно лише залучити до процесу чистий вид вермикультури, який має найкращі показники для пришвидшення процесу вермикомпостування.

Вермикомпостування ОСВ – технологічний процес переробки осадів стічних вод дощовими черв'яками, результатом якого являється отримання вермикомпосту (біогумусу).

Eisenia fetida – вид малощетинкових черв'яків, сімейства *Lumbricidae*, довжиною 5-10 см. Його тіло складається з близько 105 сегментів та спеціального кільця, поява якого свідчить про половозрілість особини. Цей період настає після досягнення особиною трьох місяців.

Представники виду *Eisenia andrei* були селективно виведені у 1959 році дослідником Барретом, у Каліфорнії, Сполучені Штати Америки. Вони дуже схожі за морфологічними ознаками із видом *Eisenia fetida*, проте їх довжина тіла складає від 15 до 23 сантиметрів та період плодоношення настає через 2 місяці після народження. Кількість спожитих ОСВ стічних вод представниками даного виду в 2 рази більша ніж *Eisenia fetida*. Вермикомпости містять в середньому 65-75% органічних речовин в перерахунку на суху вагу, гумінових кислот – 6-18%, азоту – 2-6%, фосфору – 0,9-6,5%, калію – 0,2-0,5% і ряд мікроелементів [2]. Кількість утилізованих осадів та утвореного вермикомпосту, видом *Eisenia andrei* будуть більшими, ніж представниками *Eisenia fetida*, відповідно до їх генетично обумовлених потреб [3].

При розрахунку необхідної кількості черв'яків для переробки осадів стічних вод при застосуванні виду *Eisenia fetida*, виходять з того, що норма споживання відходів на добу рівна 1,5 їх маси. Тоді щотижневе співвідношення біомаси черв'яків і маси відходів має становити 1:7. Нові відходи не повинні додаватися протягом, як мінімум, 144 годин, щоб максимізувати придушення життєдіяльності патогенних мікроорганізмів [4]. Проте, при використанні вермикультури *Eisenia andrei* добова норма споживання відходів буде в двічі більшою за їх власну масу та період очікування при додаванні нових ОСВ може бути скорочений до 77 годин, що значно оптимізує процес утилізації.

Планується проведення досліджень щодо адаптації різних видів *Eisenia andrei* та *Eisenia fetida* до умов субстрату з вмістом ОСВ для порівняння ефективності перебігу процесу вермикомпостування за певний час, для подальшого створення вискоелективних технологічних ліній з перспективним рівнем механізації та автоматизації усіх процесів, виготовлення вермикомпосту та його раціонального використання.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Ладановська Д.О., Жукова В.С. «Ефективність вермикомпостування осадів шкіряного виробництва» // Тези XVIII Всеукр. наук. конф. молодих вчених та студентів [«Наукові розробки молоді на сучасному етапі»], (Київ, 18-19 квітня 2019 р.) / М-во освіти і науки України, КНУТД. – К. : КНУТД, 2019.

2. Вермикомпостирование и вермикультивирование как основа экологического земледелия в XXI веке. Сборник научных трудов. – Минск: НАН Беларуси, 2013. – 250 с.

3. Hoeven, N. van der. Ecological effects test guidelines. Earthworm Subchronic Test // Pedobiologia Magazine. – November 2009, Page 34.

4. Дощові черв'яки : наукові аспекти вирощування і практичне застосування / І. П. Мельник, Н. М. Колісник, І. А. Шувар, В. М. Сендецький, І. М. Тітов. – Івано-Франківськ, 2015. – 444 с.

ОЦІНКА ВПЛИВУ БІОЛОГІЧНИХ ТА ФІЗИЧНИХ ФАКТОРІВ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ІНГІБІТОРІВ КОРОЗІЇ СТАЛІ В ДЕІОНІЗОВАНИХ СЕРЕДОВИЩАХ

Левчук Т. М., студент

Вембер В. В., кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, доцент

Носачова Ю. В., кандидат технічних наук, доцент, доцент

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

Численні дослідження показали, що будівництвом очисних споруд неможливо повністю вирішити задачу по запобіганню забрудненню навколишнього середовища. Однією з основних умов прискорення темпів впровадження ресурсоефективного виробництва є розробка нових інженерно-екологічних принципів проектування і створення промислових виробництв, що відповідають вимогам максимальної екологічної безпеки. Серед найбільш перспективних напрямків щодо раціонального використання водних ресурсів можна відзначити більш широке впровадження замкнутих та оборотних систем водоспоживання в різних галузях промисловості, особливо у теплоенергетичній галузі. Одним з обмежуючих факторів використання подібних систем є досить активне протікання в них корозійних процесів. Отримані нами раніше результати свідчать також про доцільність врахування фактору мікробіологічного забруднення в замкнутих та оборотних системах охолодження з огляду на вплив мікробних клітин на процеси корозії, які там відбуваються.

Метою роботи стало вивчення впливу іонів перехідних *d*-металів (Zn^{2+} та Cr^{3+}) в присутності відомого антискаланту – оксиетилендифосфонової кислоти (ОЕДФК) на ефективність захисту від корозії та на протікання біологічної корозії в демінералізованих середовищах. Було досліджено вплив бактерій *Bacillus sp.* на швидкість корозії сталі Ст-20 у присутності фосфонового стабілізатора накипоутворення ОЕДФК та іонів перехідних металів Cr^{3+} та Zn^{2+} [1].

Однією з переваг використання в промисловості зворотньоосмотичної води є повна відсутність солевідкладення на поверхні трубопроводів, проте фосфонати добре зв'язуються з кородуючим металом та з іонами металів у розчині. Утворені тривимірні структури добре утримують кисень, що сприяє пасивації поверхні металу, навіть при незначних концентраціях кисню.

Таблиця 1. Вплив композиції фосфонових кислот та *d*-металів на корозію сталі Ст-20 у деіонізованій воді при перемішуванні (I) та в статичних умовах (II) при 25 °С

Інгібітор	Доза, мг/дм ³	R _{ср} , кОм		J		Z, %	
		I	II	I	II	I	II
Холоста проба	---	0,108	0,052	---	---	---	---
ОЕДФК+Zn ²⁺	5; 5	1,502	0,207	13,9	3,98	92,8	74,9
ОЕДФК+Cr ³⁺	5; 5	1,071	0,151	9,91	2,9	89,9	65,5

Таблиця 2. Вплив бактерій *Bacillus sp.* на швидкість корозії сталі Ст-20 у присутності ОЕДФК та іонів Cr³⁺ з концентрацією 5 мг/дм³ (T = 25 °С)

Інгібітор	Час корозії, год.	Швидкість корозії, середній показник		Струмівий показник Ам/см ²	Коефіцієнт зниження швидкості корозії, j	Ступінь захисту від корозії *, Z, %
		г/(м ² ·год.)	мм/рік			
bact	168	0,0077	0,0085	0,00739	--	--
bact + ОЕДФК + Cr ³⁺		0,008	0,009	0,007678	0,963	-3,8
bact	336	0,0126	0,014	0,012092	--	--
bact + ОЕДФК + Cr ³⁺		0,0096	0,0107	0,009213	1,313	23,8
bact	504	0,0135	0,0151	0,012956	--	--
bact + ОЕДФК + Cr ³⁺		0,0111	0,0123	0,010653	1,216	17,8

* Негативне значення свідчить про активацію процесу корозії.

Таблиця 3. Вплив бактерій *Bacillus sp.* на швидкість корозії сталі Ст-20 у присутності ОЕДФК та іонів Zn^{2+} з концентрацією 5 мг/дм³ (T = 25 °C)

Інгібітор	Час корозії, год.	Швидкість корозії, середній показник		Струмівий показник, Ам/см ²	Коефіцієнт зниження швидкості корозії, j	Ступінь захисту від корозії *, Z, %
		г/(м ² ·год.)	мм/рік			
bact	168	0,0233	0,026	0,022361	--	--
bact + ОЕДФК + Zn^{2+}		0,0241	0,0268	0,023129	0,967	-3,4
bact	336	0,018	0,0201	0,017275	--	--
bact + ОЕДФК + Zn^{2+}		0,0153	0,0171	0,014684	1,176	15
bact	504	0,0171	0,0191	0,016411	--	--
bact + ОЕДФК + Zn^{2+}		0,0177	0,0197	0,016987	0,966	-3,5

* Негативне значення свідчить про активацію процесу корозії.

В результаті досліджень було показано, що фосфонова кислота та іони металів при достатній аерації води здатні стабілізувати пасиваційну кисневу плівку на поверхні сталі, що сприяє захисту її від корозії.

Дослідження впливу мікроорганізмів на протікання процесу корозії продемонструвало їхню можливість суттєво модифікувати дані процеси та навіть змінювати їхній напрямок. Бактеріальна активація корозійних процесів здатна значно ускладнювати дію інгібіторів [2].

[1] Shabliy T., Nosachova J., Radovenchik Y., Vember V. Study of effectiveness of heavy metals ions as the inhibitors of steel corrosion. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 2017. 4/12 (88). P. 10-16. doi: 10.15587/1729-4061.2017.106974

[2] Вембер В. В., Носачова Ю. В. Вплив іонів перехідних d-металів на динаміку виживання мікроорганізмів в присутності фосфонових кислот // Вісник Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2018. № 1. С. 72–77. DOI: 10.20535/2306-1626.1.2018.143384

ШЛЯХИ ВИКОРИСТАННЯ БІОФІЛЬТРАЦІЇ В ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Лисенко В.Є., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут
імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056, smela59@ukr.net*

На сьогодні однією із загострених екологічних проблем людства є глибоке очищення стічних вод. Скиди токсичних речовин, сполук, що містять азот та фосфор, зумовлюють шкідливий вплив на водойми. Інтенсифікація процесів глибокого очищення стічних вод допоможе перешкодити подальшому забрудненню. Порівняно з фізико-хімічними методами очищення, біологічні методи завдяки мікроорганізмам забезпечують деструкцію органічних забруднювачів побутових, виробничих стічних вод до утворення неорганічних сполук, виділення газів і очищення води до необхідних вимог [1].

Для здійснення аеробного методу очищення стічних вод можна використовувати біофільтри. Вони забезпечують високу ефективність біологічного очищення стічних вод та надійність в експлуатації. Вилучення органічних забруднень здійснюється при контакті рідини, що очищається, з активною біологічною плівкою [2].

Біологічні фільтри можуть працювати за одноступінчастою, двоступінчастою схемами, без рециркуляції та з рециркуляцією очищеної води, з природньою та штучною вентиляцією. Одноступінчасті з рециркуляцією води використовують при високій початковій концентрації забруднень стічних вод. Біофільтри класифікують за конструктивними особливостями завантажувального матеріалу: з об'ємним (керамзит, щебінь) та площинним (пластмаса, азбестоцемент, кераміка). Найбільш поширеною є технологічна схема з використанням високонавантажуваних біологічних фільтрів з об'ємним завантаженням [3].

Низьке гідравлічне навантаження мають крапельні біофільтри з базальтовим завантаженням - 0,5 - 2 м³ за добу. Відмінною особливістю високонавантажуваних біофільтрів порівняно з краплинними є більш висока окиснювальна потужність, що обумовлено меншою замуленістю та найкращим обміном повітря. Крапельні мають довгий контакт забруднень з біоплівкою та низьку швидкість перебігу біохімічного процесу. За цих умов в біологічних фільтрах відбувається повне біологічне очищення з високим ступенем нітрифікації та незначним приростом біомаси.

Заглиблені біофільтри використовують для очищення стічних вод з витратою 500-1000 м³ за добу. Вони є досить простими в експлуатації, не вимагають великих перепадів висот при русі (що властиво іншим конструкціям біофільтрів), а при наявності перепаду 0,5-0,6 м пакет дисків може обертатися за рахунок енергії падаючого струменя води. Витримують залпові надходження стічних вод [4].

Отже, для очищення стічних вод, що містять значну кількість органічних (толуолу, бензолу, етанолу, формальдегіду) та неорганічних речовин (аміаку, сульфідів, нітритів, сірководню) найбільш ефективним та універсальним є біологічний метод очищення. Він заснований на здатності мікроорганізмів руйнувати практично будь-які сполуки як природнього, так і штучного походження. Біофільтри використовують при добових витратах побутових та виробничих стічних вод до 20-30 тис. м³. Низьку продуктивність мають крапельні біофільтри, проте вони забезпечують повне очищення. Їх гідравлічне навантаження становить 0,5-3 м³/добу при БСК не більше 200 мг/дм³. Порівняно з крапельними, високонавантажені біофільтри очищують в 10-15 разів більше стічних вод, однак не забезпечують повне біологічне очищення [5].

Таким чином, вибір способу біофільтрування повинен здійснюватись з урахуванням витрати стічних вод, характеристик їх фізико-хімічного складу та техніко-економічних показників порівнюваних варіантів біологічного очищення стічних вод.

1. Кирилина Т.В. Биофильтрация сточных вод для комплексного удаления органических веществ и аммонийного азота//Экология и промышленность России. – 2010. С.14-16.
 2. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М.: Акварос, 2003. – 512 с.
 3. Каримов Т.Х., Исмаилова Э.К. Доочистка городских сточных вод// Наука и новые технологии, 2002. - 113 с.
 4. Есполов Т.И. Улучшение качества природных вод и очистка сточных вод. Издательская компания RUAN, 2013. – 126 с.
 5. Воронов Ю.В., Яковлев С.В. Водоотведение о очистка сточных вод/Учебник для вузов: - М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2006. - 227 с.
-

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ РОБОЧОГО ТИСКУ І ВИХІДНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЇ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ МЕМБРАН ПРИ ВИДАЛЕННІ ПОВЕРХНЕВО–АКТИВНИХ РЕЧОВИН

В.О. Лясога, Я.В. Радовенчик

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, vincenta8866@gmail.com

Поверхнево-активні речовини (ПАР) є небезпечними забруднювачами питної води, вони здатні деструктивно діяти на живі організми, порушуючи природні метаболічні процеси на клітинному та субклітинному рівнях.

Досвід роботи діючих очисних споруд свідчить про негативний вплив ПАР на якість процесів водоочищення. Кожен з існуючих способів вилучення ПАР – сорбція іонообмінними смолами, піноутворення, озонування, випаровування, виморожування, окислення у плазмовому розряді має свої фізико-хімічні, концентраційні та економічні обмеження [1].

Для вилучення ПАР зі стічних вод ефективно використовувати мембранні процеси, під час реалізації яких використовується мембрана зі певними характеристиками – селективністю (здатністю мембрани мати різну проникність по відношенню до компонентів суміші, що розділяється) та продуктивністю (потокм речовини, що проходить через одиницю поверхні мембрани за одиницю часу) [2].

В лабораторних умовах було визначено доцільність вилучення з водних розчинів аніонних ПАР на прикладі додецилсульфату натрію (НаДДС) з використанням нанофільтраційної мембрани ОПМН–П.

Під час проведення досліджень встановлено, що зі збільшенням робочого тиску від 0,5 до 1,5 МПа питома продуктивність мембрани ОПМН–П при фільтруванні розчину НаДДС зростає. Подальше зростання робочого тиску викликає сповільнення збільшення продуктивності мембрани. Це явище можна пояснити ефектом гелеутворення на поверхні досліджуваної мембрани, критерієм існування якого є незалежність характеристик мембрани від величини робочого тиску.

При збільшенні концентрації НаДДС селективність мембрани зростає до 90 %, але надалі це зростання гальмується, і при вмісті НаДДС 432 мг/дм³ селективність складає 94 %, при цьому питома продуктивність мембрани знижується внаслідок утворення гелевого шару ПАР на поверхні мембрани.

Отже, в результаті проведених дослідів показано, що мембрана ОПМН-П проявляє високу затримуючу здатність по відношенню до додецилсульфату натрію при робочому тиску 1,5 МПа. Із його підвищенням продуктивність мембрани падає, що пов'язано із явищем гелеутворення на її поверхні. Також вивчено, що зі збільшенням концентрації до 432 мг/дм³ селективність мембрани зростає, після чого вона залишається сталою, а питома продуктивність починає знижуватись внаслідок гелеутворення на поверхні мембрани, як у випадку дослідження тиску.

Література:

1. Грушко Я.М. Вредные органические соединения в промышленных сточных водах. Л.: Химия, 1982. 140 с.
2. Пушкарев В.В., Трофимов Д.И. Физико-химические особенности очистки сточных вод от ПАВ. М.: Химия, 1975. 144 с.

ВПЛИВ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПІВДЕННОГО ПОБУЖЖЯ

Магась Н.І.

*Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова, Україна, м. Миколаїв
e-mail: nataly.magas@gmail.com*

Важливою складовою при встановленні рівня екологічної безпеки водних об'єктів є оцінка формування природного та техногенного навантаження на водойму. Вплив відповідних факторів викликає негативні як гідрологічні так і екологічні зміни в басейнах річок, зокрема, обумовлює зміну динаміки, кількісних показників, якісного складу гідроекологічного середовища.

Особливо актуальним вирішення перерахованих проблем є для півдня України, який є специфічною територією з переважанням степового ландшафту і знаходиться на межі міжрегіональних кліматичних та природно-кліматичних зон, однією з характеристик якої є вододефіцит. Згідно міжнародної класифікації цей регіон відноситься до території критичного водозабезпечення, де місцевий стік становить 23,2 тис. м³/рік на 1 км² території, що в перерахунку на одного мешканця становить 0,45 тис. м³/рік. Реалії сучасності різко ускладнюють водозабезпеченість регіону, що зумовлено кліматичними змінами, негативний вплив яких значно ускладнений впливом техногенних чинників. При збільшенні рівня випаровування, зменшенні зволоженості території та загальних обсягів поверхневого стоку техногенне навантаження на ключові об'єкти водозабезпечення регіону – ріки Дунай, Дністер, Південний Буг та Дніпро – щороку зростає. Сучасні обсяги водовідведення зросли до 72,25 м³/рік, що у декілька разів більше аналогічних показників за останні 20 років. Особливо катастрофічна ситуація склалась у нижньому Побужжі, головним джерелом водопостачання якого є річка Південний Буг та її притоки. Показники забору води зростають щороку на 5 – 8 %, спричиняючи ускладнення гідрологічних параметрів в умовах не сприятливої природно-кліматичної ситуації.

Згідно з результатами аналізу показників водокористування в басейнах річок Південного Побужжя основна частка забору води здійснюється з поверхневих джерел (91 – 94%) [1]. Спостерігається постійне і поступове збільшення забору води, що склало до 22%. Основні показники використання води річок нижньої ділянки басейну Південного Бугу свідчать, що однією з найбільш водоспоживаючих галузей є промисловість (в тому числі енергетика), яка

споживає по басейну р. Південний Буг 54,6% від загального водокористування [2]. За останні 20 років збільшились на 30 % об'єми води і на потреби зрошення, на 38 % – на комунально-господарські потреби.

Збільшення забору поверхневих вод у басейні призвело до збільшення скидів стічних вод різної категорії якості, зокрема скид нормативно очищених вод у 1,4 рази, а скид недостатньо очищених вод – у 4,2 рази. Відповідно, із стічними водами збільшились у 1,5 – 2 рази скиди забруднюючих речовин за такими показниками як *залізо, мідь, азот амонійний, СПАР* тощо [1]. Окрім цього, гідроекологічний стан водойми значно потерпає від забруднень, що поступають з верхніх ділянок басейну та неочищених скидів населених пунктів на берегах Південного Бугу. Оцінкові рівні скиду сягають 51,2 млн.м³/рік, що співвідноситься з обсягами природного водостоку. Найбільш небезпечними є скиди техногенного виробництва з якими у водойми потрапляє велика кількість органічних речовин, важких металів, нафтопродуктів.

Згідно результатів оцінки показників використання річкового стоку на території Південного Побужжя спостерігається погіршення його рівня до «поганого», що викликано різким збільшення надходження стічних вод і скиду забруднених стоків безпосередньо у річкові води. Усе це свідчить про збільшення рівня антропогенного навантаження на водні ресурси річок нижньої частини басейну Південного Бугу.

Важливим фактором погіршення якості поверхневих вод Південного Побужжя є також надмірне та не раціональне використання земельних ресурсів в басейнах річок, руйнування первинних ландшафтних комплексів річкових долин та прилеглих територій, інженерної перебудови русел та заплав унаслідок меліоративних робіт тощо. Згідно даних аналізу найбільш вагомим характеристикам земельного фонду (площі лісонасаджень, землі з природним покриттям, сільгоспугіддя, орні землі, урбанізовані та еродовані землі) за останні 20 років, було встановлено, що досліджувану територію басейну Південного Бугу слід віднести до районів зі «значним» використанням земельних ресурсів. Близько половини території басейну знаходиться на катастрофічному рівні небезпеки деградації ґрунтів. Рівень антропогенного навантаження на даній території оцінено як «вище норми», що свідчить про вплив на екологічний стан басейну р. Південний Буг та його основних приток.

Динаміка змін величин інтегральних показників якості води за середніми значеннями для річок Південного Побужжя свідчить про погіршення якості води за останні 20 років.

Хімічний склад води основних приток р. Південний Буг характеризується середніми і підвищеними величинами мінералізації. Основними причинами підвищення рівня мінералізації води річок басейну Південного Бугу на території Південного Побужжя є кліматичні особливості басейну, висока мінералізація природних вод (притоки річки та підземні води), нагінні явища з Дніпро-Бузького лиману [3]. Вміст фосфатів у воді приток р. Південний Буг стабільно перевищував ГДК. Підвищені рівні забруднення води хлоридами свідчать про забруднення водойм стічними водами. За всіма точками моніторингу залишається стабільно високим показник ХСК, який є одним з основних показників, що показують рівень антропогенного забруднення природних вод органічними речовинами [4]. Динаміка вмісту органічних і біогенних речовин у річковій воді загалом визначається надходженням їх із сільськогосподарськими стічними водами та впливом населених пунктів. Підвищення більшості показників спостерігались особливо у літній період (*БСК, ХСК, хлоридів, сульфатів та азоту амонійного*).

Збільшення концентрації нафтопродуктів у поверхневому шарі водних об'єктів спостерігається в районі великих населених пунктів, що пов'язане зі скидом значної кількості забруднених зливових вод [4]. За період дослідження в усіх створах спостереження за якістю поверхневих вод на території Південного Побужжя спостерігалось постійне зростання концентрацій семи компонентів: залізо, мідь, цинк, хром, нікель, нафтопродукти, СПАР. Така ситуація свідчить про забруднення річок промисловими стоками.

Висновки. 1. За результатами власних спостережень за якістю поверхневих вод було встановлено, що хоча за останні роки рівень промислового виробництва у даному районі не зріс, забруднення річкових вод у межах досліджуваної території залишається досить високим та навіть зростає.

2. У просторовому відношенні за значеннями гідрохімічних показників поверхневої води річок на території Південного Побужжя спостерігається чітка тенденція поступового зростання концентрації забруднюючих речовин та, відповідно, погіршення якості води за течією.

3. Проведені дослідження дозволили визначити територіальні зони з підвищеним рівнем забруднення вод нижньої ділянки басейну Південного Бугу, зон нераціонального використання поверхневих вод та зон з надмірною еродованістю та урбанізованістю сільськогосподарських угідь, які дозволяють оцінити деградацію земельних ресурсів і визначити пріоритетні заходи зниження рівня антропогенного навантаження та покращення екологічного стану в басейні річки.

Література:

1. Magas N., Trokhymenko G., Bлаходатnyi V. Development of procedure for assessing the degree of environmental hazard from the sources of aquatic environment pollution. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. Vol.5, №10 (95). P. 56 – 65. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.143804>

2. Магась Н.І., Трохименко Г.Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. Кременчук, 2013. Вип. 16. С. 48 – 52.

3. Trokhymenko G., Magas N. Monitoring of the state of surface water in the Southern Bug river water basin on the Mykolaiv region territory. *Scientific achievements of countries of Europe in the field of natural sciences* : Collective monograph. Riga : Izdevnieciba “Baltija Publishing”, 2018. P. 87–117.

4. Magas N., Gomelya M. Assessment of the current state of water quality in the tributaries of the Southern Bug river. *Scientific Letters of Academic Society of Michal Baludansky*. 2018. Vol. 6. Issue 2A. P. 122 – 129.

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МОЛОКОЗАВОДІВ ВІД СПЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ

Мазур І.В., Саблій Л.А.

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

ira_mazur@bk.ru

На сьогоднішній день попит на молочну продукцію з кожним роком зростає, а отже, збільшується кількість виробничих підприємств та зростає обсяг водовідведення стічних вод. Стічні води молочної промисловості відносяться до висококонцентрованих за органічними забрудненнями. На підприємствах молочної промисловості стічні води утворюються при мийці устаткування, виробничих приміщень, підлог та панелей, при охолодженні молока та молочних продуктів.

Концентрації стічних вод підприємств молочної промисловості відповідають таким показникам: ХСК – 1200-2400 мг О₂/дм³, БСК₅ – 300-4800 мг О₂/дм³, загальний азот – 20-168 мг/дм³, фосфор - 8-16 мг/дм³.

Стічні води молокозаводів містять азот у вигляді аміногруп білкових сполук. Також у невеликих кількостях азот потрапляє з аміачних компресорів. При використанні синтетичних миючих засобів у стічну воду потрапляють сполуки фосфору. Перевищування вмісту азоту та фосфору сприяє евтрофікації води, біологічному обростанню в системах водопостачання та розвитку ціанобактерій [1].

Для очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору можуть використовуватись фізико-хімічні та біологічні методи. Якщо в стічних водах високий вміст сполук, то застосовують реагентні методи. Існують такі біологічні методи: нітрифікація-денітрифікації, біологічна дефосфатація. До фізико-хімічних відносяться: хлорування активним хлором, електродіаліз, дистиляція, іонний обмін, хімічне відновлення.

Для вилучення фосфору також можуть застосовуватися комбінації цих методів. Найбільше використовується реагентний метод очищення стічних вод шляхом виділення їх у вигляді нерозчинних солей кальцію, заліза, алюмінію [2].

Отже, при порівнянні методів біологічної та фізико-хімічної очистки, можна сказати, що найбільше використовується біологічні методи, адже з точки зору економічної доцільності, експлуатації краще використовувати саме біологічні методи очищення стічних вод.

Література:

1. Мацнев А.І., Саблій Л.А. Водовідведення на промислових підприємствах. – Рівне: УДАВГ, 1998. – 219 с.
2. Гіроль М.М., Гіроль А.М., Гіроль А.М. Технології водовідведення промислових підприємств: Навчальний посібник. – Рівне: НУВПГ, 2013. – 625 с.

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ УКРАЇНСЬКИХ ТА СЛОВАЦЬКИХ ПИТОМИХ НОРМ ВОДОСПОЖИВАННЯ

Мацієвська О.¹, Капало П.²

¹ Національний університет "Львівська політехніка", Україна, Львів, *Ok_M@ukr.net*

² Технічний університет у Кошице, Словаччина, Кошице, *peter.kapalo@tuke.sk*

Процес проектування нових і реконструкції існуючих систем водопостачання базується на використанні питомих норм водоспоживання. Зокрема, значення питомих норм споживання питної води мешканцями населених пунктів та працівниками промислових підприємств (а отже добового водоспоживання населеного пункту) впливатиме на визначення оптимальних діаметрів трубопроводів. Останнім часом українці відбирають з міського водопроводу менше води через збільшення вартості тарифів на послуги з централізованого водопостачання та водовідведення. Робота більшості існуючих мереж водопостачання в Україні розрахована на більшу пропускну здатність, що спричинятиме зменшення швидкості руху води та збільшення тривалості знаходження води у мережі, а отже, до погіршення її якості. Завишені діаметри труб розподільної мережі є причиною погіршення гідравлічних показників її роботи.

Сьогодні зменшення водоспоживання та раціональне використання води є одним із пріоритетних завдань людства. Порівняння існуючих в Україні норм споживання питної води (100–285 л/добу на одного мешканця) з попередніми (125–350 л/добу на одного мешканця) свідчить про їх зменшення на близько 25%. Проте, в інших країнах середнє значення питомого водоспоживання у житлових будинках коливаються у межах від 150 до 200 л/добу на одного

мешканця. Зокрема, л/добу на одного мешканця: Норвегія – 175; Австрія – 165; Латвія – 170; Естонія – 165; Фінляндія – 151; Литва – 140; Іспанія – 126; Швеція – 194; Бельгія – 108.

Метою досліджень є аналіз питомих норм водоспоживання різними категоріями споживачів в Україні та Словацькій Республіці.

Методика досліджень полягала у порівняльному аналізі питомих норм водоспоживання різними категоріями споживачів в Україні та Словацькій Республіці, а також опрацюванні результатів обчислення сумарної добової витрати води із водопровідної мережі населеного пункту (без врахування витрати води на пожежогасіння).

Значення розрахункових (питомих середніх за рік) добових витрат питної води залежно від ступеню благоустрою житлових будинків для двох країн наведені у таблиці 1.

Таблиця 1

**Питома середньодобова (за рік) норма споживання питної води,
л/добу на одного мешканця**

Житлові будинки	Україна [1, 2]	Словацька Республіка [3]
З водопроводом і каналізацією без ванн	100–110	100
Те саме з газопостачанням	120–135	
З водопроводом, каналізацією і ваннами з водонагрівачами, які працюють на твердому паливі	150–170	135
Те саме з газовими водонагрівачами	210–235	
З централізованим гарячим водопостачанням і сидячими ваннами	230–260	145
Те саме з ваннами завдовжки понад 1500 мм	250–285	

Для подальших розрахунків вибрано північно-західний архітектурно-будівельний кліматичний район України (район I).

В Україні для районів забудови будинками з водокористуванням із водорозбірних колонок середньодобову норму водоспоживання на одного мешканця приймають у межах 25–60 л/добу [2].

У Словацькій Республіці прийнято норми, які не враховано в Україні. Якщо квартира знаходиться в садибному будинку або споживання води обліковується окремо для кожної квартири, або частина квартир не під'єднана до комунальної системи водовідведення, питома норма водоспоживання може бути зменшена на 25%. Для квартир у садибному будинку з надстандартним санітарно-технічним обладнанням (наприклад, басейн) питому норму водоспоживання збільшують на 15% [3].

Аналіз таблиці 1 свідчить, що українські (з врахуванням архітектурно-будівельно кліматичного районування території України) питомі середньодобові (за рік) норми споживання питної води перевищують словацькі на: до 35% – для житлових будинків з водопроводом і каналізацією без ванн; від 11% до 74% – для будинків з місцевими водонагрівачами; від 59% до 96,5% – для будинків з централізованим гарячим водопостачанням.

Порівняльний аналіз розрахункових витрат води (питомі середні за рік) для інших споживачів (гуртожитки; готелі, пансіонати і мотелі; санаторії, заклади відпочинку та туризму; фізкультурно-спортивні та фізкультурно-оздоровчі комплекси; навчально-освітні та спеціалізовані школи, професійно-навчальні заклади; вищі навчальні заклади; науково-дослідні інститути, проектні та конструкторські організації; залізничні вокзали; їдальні; ресторани; крамниці; поліклініки та амбулаторії; станції швидкої допомоги; аптеки; перукарні; кінотеатри, театри та розважальні заклади; стадіони і спортзали; плавальні басейни; лазні;

сауни; пральні; витрати води на поливання) свідчить про несуттєві розбіжності значень добових витрат води для переважної кількості споживачів.

В Україні на промислових підприємствах питому норму споживання питної води на одного працівника приймають для: звичайних (холодних) цехів – 25 л/зміну; цехів з тепловиділенням понад 85 кДж на 1 м³/год (гарячих цехів) – 45 л/зміну. Крім того, для підприємств з особливим санітарним режимом враховують питому витрату води крізь одну душову сітку $q = 500$ л/год. Вважається, що працівники підприємств приймають душ протягом 45 хв після закінчення зміни [1].

У Словацькій Республіці питома потреба у воді для безпосереднього споживання одним працівником промислового підприємства становить для: питних потреб – 5 л/зміну; для потреб їдальні – 25 л/зміну. Питома потреба у воді для непрямого використання (миття рук, приймання душу) для підприємств: з гарячим та брудним виробництвом – 220 л/зміну; з брудним та запиленим виробництвом або з гарячим та чистим виробництвом – 120 л/зміну; з чистим виробництвом – 50 л/зміну [3].

Сумарну добову витрату води із водопровідної мережі населеного пункту (без врахування витрати води на пожежогасіння) обчислювали за такими вихідними даними:

1. У населеному пункті прийнято два райони з такими типами ступеня благоустрою житлових приміщень: 1 – з водопроводом, каналізацією і ваннами з місцевими водонагрівачами; 2 – з централізованим гарячим водопостачанням і ваннами завдовжки понад 1500 мм. Загальна кількість мешканців – 110 тис. осіб, поділена порівну між двома районами.

2. На території міста працюють промислові підприємства. Приймаємо, що витрата води на технологічні потреби промислових підприємств є рівномірною протягом року та однаковою як для України, так і для Словацької Республіки. Тому в подальших розрахунках її не враховували. Кількість працівників у цехах промислових підприємств: гарячих – 750 осіб; холодних – 1100 осіб.

3. Площа поливу удосконалених покриттів – 5,0 га, зелених насаджень – 5,0 га.

Сумарні добові витрати води із водопровідної мережі населеного пункту наведено в таблиці 2.

Таблиця 2

Сумарні добові витрати води із водопровідної мережі

Споживачі	Добові витрати води, м ³		
	середні	максимальні	мінімальні
<i>Україна</i>			
Населення	27830,00	33396,00	22264,00
Промислові підприємства	136,82	136,82	136,82
Поливання	175,00	175,00	0,00
Разом:	28141,82	33707,82	22400,82
<i>Словацька Республіка</i>			
Населення	15400,00	20021,00	20021,00
Промислові підприємства	145,00	145,00	145,00
Поливання	100,00	100,00	0,00
Разом:	15645,00	20266,00	20166,00

Висновки:

1. Українські питомі середньодобові (за рік) норми споживання питної води перевищують словацькі на: до 35% – для житлових будинків з водопроводом і каналізацією

без ванн; від 11% до 74% – для будинків з місцевими водонагрівачами; від 59% до 96,5% – для будинків з централізованим гарячим водопостачанням.

2. Для переважної кількості інших споживачів розбіжність нормативних значень водоспоживання є несуттєвою.

3. У Словацькій Республіці середньодобова витрата води в житлових будинках на 45% менша, ніж в Україні, а максимальна добова – менша на 40%.

4. Добова витрата води для потреб працівників промислових підприємств в Україні на 5,64% менша, ніж у Словацькій Республіці.

5. Добова витрата води на поливання удосконалених покриттів і зелених насаджень в Україні на 42,86% більше, ніж у Словацькій Республіці.

6. Для обраного прикладу середня добова витрата води із водопровідної мережі населеного пункту в Україні на 44,41% більша, ніж у Словацькій Республіці; максимальна добова витрата води – на 39,88%; мінімальна добова витрата води – на 9,98%.

Література

1. ДБН В.2.5-64:2012. Внутрішній водопровід та каналізація. Частина I. Проектування. Частина II. Будівництво.

2. ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування.

3. Vyhláška č. 684/2006 Z. z. (2006) Vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o technických požiadavkách na návrh, projektovú dokumentáciu a výstavbu verejných vodovodov a verejných kanalizácií.

ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ З ЖИРОВМІСНИМИ СТІЧНИМИ ВОДАМИ

Мацієвська О.¹, Лобос-Мойса Е.²

¹ Національний університет "Львівська політехніка", Україна, Львів, *Ok_M@ukr.net*

² Сілезький технологічний університет, Польща, Глівіце, *Ewa.Lobos-Moysa@polsl.pl*

На підприємствах харчової промисловості (м'ясопереробні комбінати, підприємства з виробництва напівфабрикатів, пекарні, кондитерські, молочні заводи тощо), у закладах громадського харчування, а також у житлових будинках утворюються жировмісні стічні води зі значним вмістом FOG (fat, oil and grease). До FOG відносяться тверді (масло, маргарин, сири, сметана, морозиво тощо) та рідкі (рослинні олії, заправки до салатів тощо) за кімнатної температури продукти, а також продукти, які перетворюються на рідину під час теплової обробки, проте тверднуть після охолодження (майонез, соуси, розтоплений м'ясний жир, заправки для салатів тощо).

Концентрація FOG у стічних водах залежить від багатьох факторів, зокрема від моди на дієти зі значними вмістом олії, харчових уподобань населення, використання подрібнювачів харчових відходів тощо. Найнесприятливішими для системи водовідведення є стічні води закладів громадського харчування, в яких концентрація жирів і олій коливається в широкому діапазоні, наприклад, 42–1405 мг/дм³ або навіть сягає значення 6500 мг/дм³. Протягом 2015 р. в країнах, що розвиваються, у розрахунку на одну особу утворювалося близько 50 кг FOG.

Жировмісні стічні води з вмістом спричиняють порушення роботи як внутрішніх систем, так і зовнішніх мереж каналізації. Такі стічні води негативно впливають на очисні споруди водовідведення, зокрема на масообмін кисню в аеротенках, а також на процеси зневоднення осаду стічних вод внаслідок адгезії жиру на його поверхні.

У стічних водах FOG присутні у незміненому та зміненому вигляді, наприклад, після термічної обробки або в результаті реакції з миючими засобами. Жири у стічних водах знаходяться в неемульгованому стані на поверхні води та у вигляді емульсій. Всі вони, незалежно від походження, характеризуються здатністю налипати на внутрішні стінки трубопроводів і водоочисних споруд. Інші домішки стічних вод, зокрема органічного походження, прилипають до жирів та загнивають з утворенням неприємного запаху. Нагромадження таких домішок призводить до зменшення пропускної здатності каналізаційних трубопроводів, аж до повної їх закупорки. Це спричиняє аварійні витoki стічних вод, а отже призводить зокрема до: підтоплення територій, деградації ґрунтів, забруднення підземних вод, забруднення питної води стічними водами, погіршення стану приміщень на перших поверхах будівель тощо. Частка аварій внаслідок закупорки трубопроводів становить у: США – 40–50%, Великій Британії – 50%, Австралії – 21%, Малайзії – до 70% від загальної кількості аварій.

Механізм утворення жирових відкладень у каналізаційних трубопроводах залежить від багатьох факторів і потребує подальших ґрунтовних досліджень. Нині цей механізм можна описати так. У систему каналізації жири надходять у незміненому та зміненому вигляді. Жири перетворюються на вільні жирні кислоти під час високотемпературної обробки або внаслідок життєдіяльності мікроорганізмів у жировловлювачах. Незмінені жири (тригліцериди), які надходять в каналізацію, гідролізуються також до вільних жирних кислот (реакція омилення). У нейтральному середовищі цей процес протікає повільно, проте помітно пришвидшується у присутності основ. Такими каталізаторами є, наприклад КОН та NaOH, які входять до складу миючих засобів. У свою чергу вільні жирні кислоти реагують з основами та утворюють солі, які називають милами.

У більшості бетонних каналізаційних колекторів спостерігається біогенна корозія, внаслідок чого з матеріалу труб вивільняється кальцій. Крім цього кальцій природно присутній у стічних водах. Тому за наявності у стічних водах вільних жирних кислот і йонів кальцію на границі середовищ "жир–вода" або "жир–бетон" спостерігається швидкий процес омилення з утворенням солей жирних кислот. Нагромадження жирових відкладень у трубопроводах викликане не лише процесом омиленням, але й агрегацією вивільненого кальцію, жирних кислот та інших домішок стічних вод на внутрішній поверхні труби. Це в свою чергу призводить до утворення затверділих жирових відкладень впереміж з іншими домішками стічних вод. У жирових відкладеннях на стінках труб зафіксовано збільшення концентрації кальцію. Отже, можна зробити припущення, що твердість води впливає на утворення таких відкладень [1].

Особливо вразливими щодо закупорки жировими відкладеннями є внутрішні системи водовідведення житлових будинків. Крім неправильної експлуатації причинами закупорки є помилки, допущені під час проектування та монтажу таких систем. Найпоширенішими помилками є: недотримання необхідного похилу трубопроводу, використання труб меншого діаметра, приєднання каналізаційних стояків до випусків під кутом 90° (оптимальний кут приєднання – 135°). Крім цього, малокваліфіковані монтажники можуть ігнорувати влаштування в системі ревізій та прочисток.

Для видалення жирових відкладень застосовують такі методи: механічне прочищення, гідродинамічна промивка, теплова промивка (гарячою водою) та хімічне прочищення (спеціальними розчинами). При цьому слід пам'ятати: трубопроводи з ПВД, ПНД і ПВХ призначені для постійного транспортування стічних вод з максимальною температурою 60°C і короткочасного (тривалістю не більше 1 хв) з температурою до 95°C; трубопроводи з ПП

використовують для відведення стічних вод з температурою не вище 80°C. Температура короткочасного транспортування стічних вод для труб з ПП не повинна перевищувати 95°C.

Використовувати металеві засоби для механічного прочищення пластмасових труб заборонено. Засмічення в пластмасових каналізаційних трубопроводах усувають за допомогою поліетиленової труби діаметром до 25 мм, або жорстким гумовим шлангом.

Під час періодичного очищення каналізаційних труб від жиру ефективним є використання сумішей, в яких присутні ферменти – прискорювачі біохімічних процесів.

Для гарантованої роботи всієї системи трубопроводів необхідно проводити її періодичну профілактику і прочищення. Для каналізаційних систем, які інтенсивно експлуатуються (наприклад, заклади громадського харчування, готелі тощо), прочищення труб слід проводити щоквартально.

Шкідливий вплив жировмісних стічних вод нейтралізують за допомогою жировловлювачів – пристроїв для механічного очищення стічних вод від неемульгованих жирів. Використання таких пристроїв дає змогу видалити із стічних вод до 80% жиру.

Жировловлювачі встановлюють якомога ближче до місць відведення стічних вод, за можливості на відкритому повітрі та поза межами руху транспорту. У закладах громадського харчування з щоденним приготуванням до 500 порцій гарячих страв та на підприємствах, що працюють на напівфабрикатах, можна встановлювати компактні герметичні жировловлювачі з повним технологічним циклом та автоматичним керуванням всередині будівель. Сепаратори жиру встановлюють як найближче до місць утворення жиру в окремому опалюваному приміщенні за умов улаштування вентиляції, підведення холодної й гарячої води, організації пожежогасіння та інших запобіжних заходів. У квартирах, приватних будинках, котеджах можливе встановлення компактних жировловлювачів під мийкою [2].

Отже, під час експлуатації системи водовідведення виникають труднощі, спричинені жировмісними стічними водами. З огляду на це актуальним є дослідження ефективних методів утилізації FOG, а головне – можливості їх повторного використання до надходження у каналізаційну систему. До таких методів можна віднести [3–6]:

1. Безпосереднє використання у сільськогосподарському виробництві – один з найдешевших варіантів утилізації FOG. При цьому в ґрунті збільшується вміст органічного вуглецю, гальмується процес вилуговування азоту тощо. Проте, високий вміст жиру може призводити до утворення плівок навколо частинок ґрунту, що запобігатиме доступу води до кореневої систем рослин.

2. Компостування. Кінцевий продукт компостування можна безпосередньо використовувати в сільському господарстві. Проте, нині бракує експериментальних досліджень щодо такого методу утилізації FOG.

3. Складування на комунальних сміттєзвалищах. Метод вважається менш сприятливим з екологічної та економічної точки зору через складність використання метану, утвореного під час розкладання FOG.

4. Виробництво біодизеля, зокрема з використанням відпрацьованої рослинної олії є важливим інструментом для вирішення гострих проблем, викликаних енергетичною кризою та забрудненням довкілля. У світовій практиці метод вважається економічно ефективним завдяки доступності та низьким затратам на придбання сировини. Крім цього, можна заощадити кошти на процесах очищення стічних вод та утилізації відходів. Проте, хімічний склад відходів підприємств харчової промисловості, каналізаційних відкладень та відходів із жировловлювачів є різним. Це так само ускладнює створення уніфікованих технологій та обладнання для виробництва біодизеля із FOG.

5. Спільне зброджування з осадами стічних вод – найперспективніший метод. Доведено, що спільне зброджування FOG з підприємств харчової промисловості з осадами стічних вод у метантенках збільшує вихід біогазу на 30% і більше. Це дає змогу задовольнити половину

потреби очисної станції в електроенергії. Додавання до осадів стічних вод до 4% відходів з жироловлівачів збільшує вихід біогазу на 65%. Проте, за збільшення частки таких відходів у суміші обсяги утвореного біогазу зменшуються. Основні проблеми спільного збродження пов'язані з коригуванням об'ємів FOG та їх хімічним складом.

Успішне впровадження методів утилізації та повторного використання FOG передбачає створення розгалуженої мережі їх збору в місцях утворення.

Література

1. He, X., Reyes, F.L., Leming, M.L., Dean, L.O., Lappi, S.E., & Ducoste, J.J. (2013). Mechanisms of fat, oil and grease (FOG) deposit formation in sewer lines. *Water research*, 47 13, 4451–4459.

2. ДБН В.2.5-64: 2012. Внутрішній водопровід та каналізація. Частина I. Проектування. Частина II. Будівництво.

3. Lauwers, J., Appels, L., Taes, S., Van Impe, J., Dewil, R. (2012). Anaerobic Co-Digestion of Fats, Oils and Grease (FOG) with Waste Activated-Sludge. *Chemical Engineering Transactions*, 29, 709–714.

4. Arthur, S. & Blanc, J. (2013). Management and Recovery of FOG (fats, oils and greases). *CREW project CD2013/6*.

5. Lauwers, J., Appels, L., Taes, S., Van Impe, J., & Dewil, R. (2012). Anaerobic Co-Digestion of Fats, Oils and Grease (FOG) with Waste Activated-Sludge. *Chemical Engineering Transactions*, 29, 709–714.

6. Klaukans, E., Sams, K. (2018). Problems with Fat, Oil, and Grease (FOG) in Food Industry Wastewaters and Recovered FOG Recycling Methods Using Anaerobic Co-Digestion: A Short Review. *Key Engineering Materials*, 762, 61–68.

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ВПЛИВУ СТІЧНИХ ВОД НА ДОВКІЛЛЯ ЛЬВІВЩИНИ

Мірус О.Л.

Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, Україна

Постійне розростання міст, збільшення кількості населення, розвиток промисловості неминує призводить до збільшення споживання води і, одночасно, до зростання рівня її забруднення, яке вже видно навіть неозброєним оком не лише в річках і озерах, але навіть у морях і океанах [1].

Відомо, що 4% від загальної кількості води земної кулі є прісною і лише 2% від неї є доступною.

Україну вважають найменш забезпеченою водними ресурсами в Європі. У мало дощові роки на одного мешканця припадає 1000 м³ води, що у 10 разів менше, ніж у багатих на воду країнах. Для збалансування водних ресурсів в Україні збудовано більше 100 водоймищ, 26 тисяч озер.

На Львівщині у 50 – 60-ті роки ХХ ст., коли бурхливо розвивалась промисловість, було вирішено утворити Буське море, а потім і Львівське море. Але все обмежилось лише

створенням озера для технічних потреб Львівської ТЕЦ-2. Розроблявся також проєкт так званого Карпатського моря біля м. Стрия, але все залишилось, на жаль, лише на папері, хоча у всі ці проєкти були витрачені значні державні кошти.

Через нераціональне ведення водогосподарства (втрачено, затоплено, пересушено тощо) в Україні знищено більше 3% території, із 71 тис. річок за останні 10 років зникло 8 тис.

Оскільки запасів поверхневих вод не вистачає, фахівці змушені вирішувати ці проблеми за рахунок експлуатації підземних родовищ води. В Україні щорічно добувають біля 6 км³ підземних вод (77% - для потреб питного і технічного водопостачання, 23% - водовідлив на виробництвах видобувної промисловості). Львівська область відноситься до однієї з тих небагатьох областей, де проводиться найбільший водозабір артезіанських вод. Проте, слід зазначити, що у зв'язку з тотальним їх забрудненням гідрогеологам доводиться, зокрема, на Львівщині закривати деякі водозабори і розривати інші. Фахівці наголошують, що інтенсивна експлуатація підземних родовищ може призвести до незворотних негативних екологічних процесів; зневоднення річок, осушування колодязів, пересушування ґрунтів і, відповідно, погіршення росту флори і фауни, просідання земної поверхні тощо. Такі випадки у Львівській області вже спостерігалися, наприклад, під час будівництва водозбору «Ромезівці» у Золочівському районі, коли села залишились без колодязної води.

Львівська область розташована на Головному європейському вододілі, тому запаси поверхневих вод невеликі. Середньорічна кількість опадів спостерігається у межах 597-1070 мм, забезпечуючи стабільне постачання підземних водоносних горизонтів. На Львівщині знаходиться 8950 річок, найбільшими з яких є Дністер, Стрий, Західний Буг.

Із розвіданих джерел води навколо Львова щодоби в місто можна подавати 900 тис.м³, а сьогодні подається всього більше 350 тис. м³.

Відпрацьована вода промислових та комунальних підприємств, що забруднена різними домішками, яка усувається з їх території або скеровується на очищення, як відомо, називається стічною. Її умовно поділяють на три види:

- виробнича – вода, яку використовують в технологічному процесі або виходить під час видобування корисних копалин (вугілля, нафти, руд тощо);
- побутова – вода від санітарних вузлів виробничих і невиробничих корпусів і будинків, а також від душових установок;
- атмосферна – дощова та внаслідок танення снігу.

В свою чергу, забруднені виробничі стічні води в залежності від домішок, які вони містять, поділяють на три групи:

- забруднені здебільшого мінеральними домішками (стоки заводів, які виробляють мінеральні добрива, кислоти, будівельні вироби та матеріали тощо);
- забруднені переважно органічними домішками (стоки підприємств хімічної та нафтохімічної промисловості, що виробляють полімерні плівки, пластмаси, каучук тощо);
- забруднені мінеральними та органічними домішками (стоки підприємств нафтовидобувної нафтопереробної, нафтохімічної промисловості, що виробляють продукти органічного синтезу тощо).

Стічні води першої групи погіршують властивості води у водоймах – її прозорість, колір, смак, рН, твердість. Іноді вони містять отруйні речовини і, що особливо небезпечно, часто відкладають на дні водойм осад, який перешкоджає розвитку бентосу.

Несприятлива дія стічних вод, віднесених до другої групи, полягає, в основному, у процесах окиснення, що знижують у воді вміст кисню, збільшують її окислюваність і біологічну потребу в кисні, погіршують органолептичні показники води.

Речовини третьої групи – це нафтопродукти, які, потрапляючи до водойм, утворюють плаваючі плівки, розчинені або емульсовані у воді нафтопродукти, важкі фракції, що осіли на дно.

Одним із вагомих негативних наслідків забруднення водойм мінеральними солями, в основному сполуками фосфору і азоту є їх евтрофікація, під якою розуміють різке підвищення біопродуктивності водойм завдяки збільшенню кількості живильних речовин. Зовні це виявляється здебільшого як «цвітіння» водойм: утворення значної кількості водоростей, які потім відмирають і гниють. У результаті зменшується кількість розчиненого у воді кисню і гине риба. Це явище щорічно спостерігається в озері для технічних потреб Львівської ТЕЦ-2 та Добротвірської ТЕС Львівської області.

Своєрідне забруднення вод – викиди теплої води від ТЕЦ та інших підприємств. Розвиток життя у теплій воді є несприятливим для продуктивності водойми, оскільки накопичені органічні речовини розкладаються зі споживанням кисню – утворюється замор.

Тому надзвичайно важливим є очищення та знезараження стічних вод. Спочатку для усунення завислих частинок проводять механічне очищення стоків, потім їх піддають біологічному очищенню. Одним з таких прикладів на Львівщині є комплекс очисних споруд «Компанії ЕНЗИМ» [2]. У 2004 році компанія розпочала впровадження високотехнологічного екологічного проекту з очищення стічних вод, що відповідає сучасним світовим нормам. Інвестиції у цей проект на сьогодні склали понад 5 мільйонів євро. У результаті біологічної очистки стічних вод утворюється сировина для виробництва сертифікованих органіко-мінеральних добрив ТМ «Агро Беллум» та альтернативний природному газу енергоносіє – біогаз (метан), який використовується для забезпечення підприємства тепловою енергією.

Література

1. Батлук В.А. Основи екології: Підручник.-К.: «Знання», 2007.-519с.
2. <https://enzym.com.ua/navkolyshnye-seredovyshe>

ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ РЕКОНСТРУКЦІЇ СКОЛІВСЬКИХ КАНАЛІЗАЦІЙНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД

¹Мокрий В.І., ¹Казимира І.Я., ¹Мороз О.І., ¹Петрушка І.М., ²Пятова А.В.,
³Гречаник Р.М., ⁴Гречух Т.З., ⁵Шмелінська-Петрашек Р., ¹Таран Ю.С., ⁶Агата Здарта

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна

²Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна

³Департамент екології та природних ресурсів Львівської обласної державної
адміністрації, м. Львів, Україна

⁴Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів, Україна

⁵Поморська академія в Слупську, м. Слупськ, Польща

⁶Познанський технічний університет, м. Познань, Україна

Екологічна безпека поверхневих вод басейну Верхнього Дністра визначається тісно взаємопов'язаними факторами: неефективна робота каналізаційних очисних споруд (КОС), забруднення ґрунтів, атмосфери, зміна ландшафтної структури та техногенне перевантаження

території, не винесення в натуру і відсутність картографічних матеріалів прибережних захисних смуг і водоохоронних зон, а також їх недодержання.

Актуальність досліджень обумовлена екологічними та експлуатаційними проблемами у мережі каналізаційних очисних споруд, які потрібно вирішити якомога швидше. Скид недостатньо очищених стічних вод з очисних споруд здійснюється в басейни річок (Опір, Стрий). Поверхневі води на даний час належать до числа забруднених природних ресурсів. Встановлення причин, джерел та масштабів забруднення поверхневих вод у ріці Опір, яка є притокою річки Стрий, має важливе народно-господарське значення і є актуальною екологічною проблемою. Вирішення якої пов'язано із забезпеченням екологічної безпеки поверхневих вод річок басейну Дністра, які використовуються для задоволення потреб у загальних видах водокористування. Тому інформаційне забезпечення реконструкції водоочисних споруд для приведення у відповідність якості стічних вод, що пройшли очищення і скидаються в річки, до сучасних вимог Європейського союзу є актуальним.

Аналіз літературних даних результатів досліджень гідрологічного режиму гірських річок Карпат представлені в роботах Киндюка Б.В., Кульчицького-Жигайла І.Є., Курганевич Л.П., Яцика А.В. та ін. В наукових працях С.І. Сніжко, І.В. Купрікова, Т.В. Боднарчука та ін., проаналізовано багаторічна мінливість стоку річок басейну Верхнього Дністра. Репрезентативність показників якості води гірських річок, як індикаторів забруднення, представлена в працях Ковальчука І.П., Мельник А.В., Романенка В.Д., Гриценко А.В., Васенко О.Г., Верніченко Г.А., Пендерецького О.В., Ромашенко М.В., Савчук Д.А. та ін. Аналіз досліджень з еколого-технологічних проблем моніторингу водопостачання та водовідведення на території Сколівського району Львівської області, свідчить про недостатність застосування інформаційно-аналітичних методів і технологій моніторингу забруднення поверхневих вод, спричинених неефективністю водоочисних споруд внаслідок фізичного та морального зносу, відсутністю коштів на будівництво, ремонт, реконструкцію.

Мета і завдання полягає в обґрунтуванні необхідності реконструкції Сколівських водоочисних споруд та впровадженні водоохоронних заходів для зменшення забруднення поверхневих вод басейну Верхнього Дністра.

Методи дослідження ґрунтуються на інформаційних технологіях системного аналізу впливу водопровідно-каналізаційного господарства м. Сколе на об'єкти гідрологічної мережі.

Виклад основного матеріалу і обґрунтування отриманих результатів дослідження стосуються комплексного використання сучасних інформаційно-аналітичних методів гідроекологічного моніторингу р. Опір та водоочисних технологій.

Найбільш вагомими екологічними проблемами Карпатського регіону, зокрема Сколівщини, є скорочення насаджень лісу (76,17%), накопичення побутового сміття біля житлових будинків (64,25%), забруднення водоймищ (44,04%), погана якість питної води (22,28%), витоптування, засмічення парків, скверів (19,69%), забруднення повітря (17,10%). Проблема відсутності полігонів твердих побутових відходів на території сільських населених пунктів, причиною чого є відсутність коштів на розробку документації та будівництво полігонів ТПВ. Незадовільний технічний стан водозаборів району. Тут потрібно визначити власника окремих з них та провести технічну реконструкцію усіх водозаборів та водопровідних мереж.

Недотримання встановлених природоохоронним законодавством правил у прибережних захисних смугах та водоохоронних зонах. Порушення полягають у скиді гноївки та сміття в річки, що є основним джерелом забруднення від приватного сектора в населених пунктах. Також проводиться розорювання земель внаслідок органічних та мінеральних добрив. Шляхи вирішення – посилення контролю за дотриманням режиму використання території місцевими радами у відповідності до чинного законодавства та навчальні заходи по покращенню екологічної свідомості жителів.

Нафтопровід "Дружба", який проходить територією району, що є потенційно небезпечним об'єктом для водних ресурсів. Тому необхідно забезпечити належну охорону нафтопроводу від пошкоджень, а у разі виникнення аварії, забезпечити можливість її мобільної ліквідації.

Руйнування берегів при повенях. Інтенсивне випадання дощів на протязі короткого періоду викликає різке підняття води в річках, що спричиняє обвал берегів, підмивання мостів, затоплення прибережних захисних смуг і призводить до непередбачуваних аварійних наслідків. Тут необхідно створювати берегоукріплення.

Особливої уваги заслуговують проблеми скиду забруднених та недостатньо очищених каналізаційних стоків у річки району. Вирішення цієї проблеми полягає в ремонті, реконструкції існуючих (м.Сколе, смт. Славське) та будівництві нових (с. Верхнє Синьовидне) очисних споруд. Також потрібно каналізувати м. Сколе, смт. Славськ, с. Козьова, с. Верхнє Синьовидне. Необхідно привести у належний стан прибережних водоохоронних смуг.

Поверхневі води Сколівщини зазнають значного забруднення комунальними стоками міста Сколе. Якість води річки Опір, русло якої огинає місто його східною околицею, вагомо погіршується, незважаючи на роботу станції очищення комунальних вод. Річка Опір приносить у річку Стрий неприродно забруднені води зі загрозливо високим умістом сульфідів, хлоридів, сполук азоту, особливо нітритів, а також незадовільним показником біотичного споживання і хімічного зв'язування кисню.

Крім оцінки екологічного стану р. Опір, заслуговує уваги також оцінка якості поверхневих вод басейну р. Стрий (питання в даному басейні вивчені недостатньо), розробки компенсаційних заходів, спрямованих на їх покращення та оптимізація системи спостережень у рамках державного та транскордонного моніторингу території басейну.

У м. Сколе функціонує Міське комунальне підприємство (МКП) «Сколівський водоканал», яке постачає воду до споживачів та збирає й очищує комунальні стоки міста. Водозабір із р. Опір для комунальних потреб м. Сколе цілком безпечний, адже лише за показниками органо-мінеральної окиснюваності вода постійно потребує доочищення перед споживанням.

Очисні споруди знаходяться в околиці села Дубина і приймають весь обсяг міських стоків. Сумарний скид очисних споруд Сколівщини упродовж 2007–2012 років коливався в межах 182-230 тис. м³ недостатньо очищених вод, що не відповідають нормам – 162-211 тис. м³. Скид очищених і неочищених стоків відбувається в р. Опір, тому важливо знати, наскільки ефективно працює система очищення і на скільки істотно змінюється якість води у річці під впливом скинутих стоків. Вода, яку скидають після очищення МКП «Сколівський водоканал», забруднює воду р. Опір за показниками жорсткості, сухого залишку, вмісту сульфатів і хлоридів, аміачних та нітритних форм азоту, збільшує її кольоровість і лужність.

Діючі очисні споруди м. Сколе потужністю 700 м³/добу були введені в експлуатацію в 1970 роках. Відсоток зносу технологічного обладнання на даний час складає понад 90%. Робота очисних споруд на даний час є малоефективною через те, що експлуатується застаріле обладнання. Надзвичайно енергоємна технологія очистки стічних вод не відповідає сучасним фізико – економічним показникам та санітарно – екологічним вимогам. Все це стає причиною недостатнього очищення стічних вод, що потраплять в річку Опір і несуть в собі загрозу забруднення флори та фауни цієї річки, річки Стрий, яка є притокою р. Дністер, а також забруднення джерел водопостачання населених пунктів вниз по течії, що в свою чергу може призвести до виникнення інфекційних захворювань.

Діючі очисні споруди та каналізаційні мережі перебувають в експлуатації більше тридцяти років, тому і перебувають в аварійному стані потребують невідкладного капітального ремонту. Устаткування каналізаційно – очисних споруд застаріле та зношене. Тому не може в повному обсязі та відповідно до вимог гранично – допустимих норм скидів (ГДС), виконати

очистку стічних вод. Що в свою чергу призводить до забруднення річки Опір, навколишнього природного середовища і джерел водопостачання, сприяє виникненню різного роду інфекцій.

Реконструкція каналізаційно – очисних споруд в м. Сколе є необхідною, оскільки призведе до підвищення ефективності очистки стічних вод. Проектування реконструкції включає такі заходи: модернізація головної каналізаційної насосної станції. Стосовно реконструкції очисних споруд: будівництво нової лінії механічної очистки, яка включає в себе: приймальну камеру, технологічні лотки, будівництво механічної очистки. В частині біологічної очистки передбачається заміна аераційної системи ерліфтів. Потрібна реконструкція будівлі хлораторної під електролізну і повітродувну. Необхідний монтаж станції перекачки побутових стічних вод надлишкового мулу і дренажних вод в голову очисних споруд. Знезараження очищених стоків передбачається гіпохлоритом натрію (по існуючій схемі).

Висновки і перспективи подальших досліджень передбачають створення інформаційно-аналітичної системи моніторингу поверхневих вод та реконструкцію КОС в м. Сколе. В результаті реконструкції Сколівських (КОС, буде вирішене питання місцевого та регіонального значення. А саме: організований збір та відведення каналізаційних стоків, ефективна їх очистка згідно екологічних та санітарно-епідеміологічних вимог, а також, істотно вплине на зменшення забруднення навколишнього природного середовища, басейнів річок Опір, Стрий та Дністер, покращення джерел питного водопостачання населення. Реалізація реконструкції також сприятиме покращенню умов розвитку туристичної інфраструктури міста Сколе, що в свою чергу збільшить надходження до бюджетів всіх рівнів, збільшить інвестиції, покращить добробут та умови проживання мешканців та гостей Сколівщини.

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ВИДАЛЕННЯ ФОСФАТІВ СОРБЕНТАМИ НА ОСНОВІ ФЕРУМ(III) ОКСИДІВ

Нігода В.В., Хрупчик Є.С., Пасенко О.О., Фролова Л.А.

Науковий керівник Пасенко О.О.

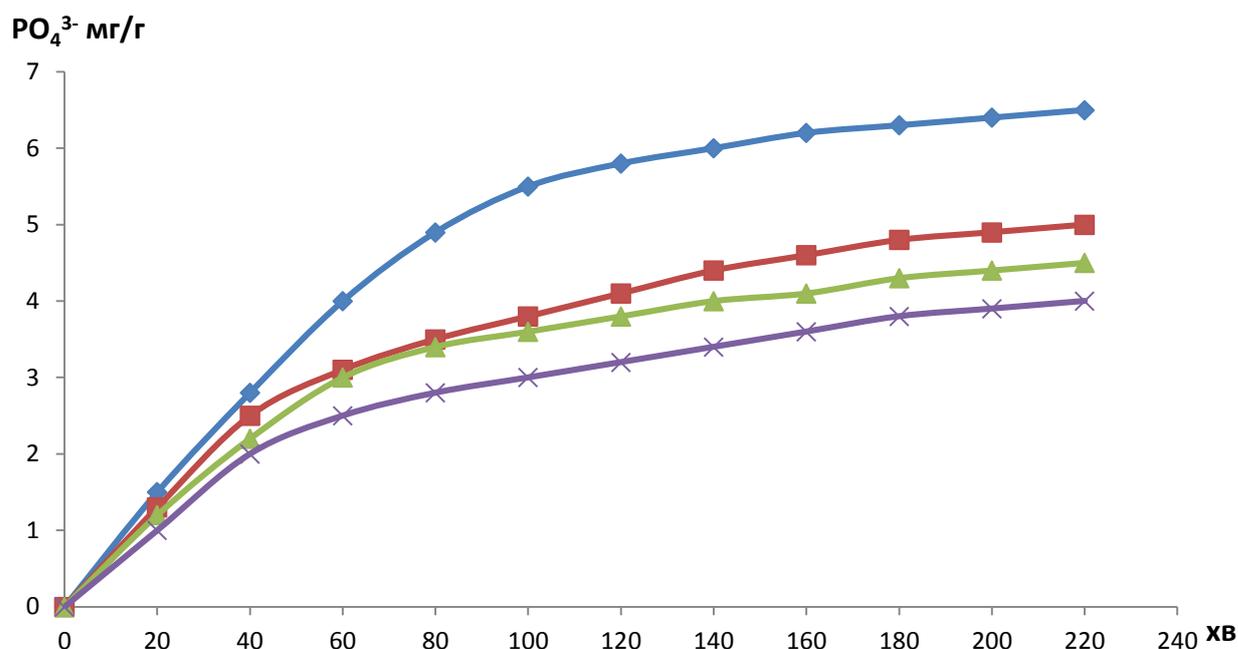
*ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет», м. Дніпро,
19kozak83@gmail.com*

Забруднення води фосфатами є небезпечним як для організму людини так і для навколишнього середовища. Тому їх вилучення та видалення з води має важливе значення і набуває все більшої уваги всього світу. Використання сорбентів вважається особливо конкурентоспроможним і ефективним способом видалення фосфатів. Тому, метою даної роботи є отримання гранульованого сорбенту з високою адсорбційною ємністю і пористістю та перевірка його адсорбційних властивостей щодо видалення фосфат-іонів з води. В якості адсорбенту використовували ферум(III) оксигідроксида та ферум(II) гідроксида. Носієм було обрано діатоміт, який є широко відомим компонентом для різноманітних адсорбційних систем завдяки розвиненій поверхні. Для отримання гранул використовували альгінат кальцію.

Адсорбент отримували шляхом осадження ферум(III) оксигідроксидів та ферум(II) гідроксидів на поверхню діатоміту.

Процес гранулювання проводили додаючи по краплям суспензію носія з активною масою адсорбенту в розчині альгінату натрію до розчину хлориду кальцію. Показано, що збільшення вмісту діатоміту призводить до закономірного збільшення розміру гранул.

Важливою характеристикою адсорбентів є їх міцність. Проведені дослідження міцності гранул в залежності від вмісту діатоміту показали, що збільшення вмісту твердої фази призводить до закономірного збільшення міцності гранул.



Початкова концентрація фосфатів: 50 мг/л
 x - діатоміт - Fe₃O₄, ▲ – діатоміт - Fe(OH)₂, ■ – діатоміт - Fe(OH)₃, ◆ – діатоміт – FeOOH

Рисунок Кількість адсорбованого PO₄³⁻ в залежності від часу адсорбції

Досліджено адсорбцію аніонів PO₄³⁻ із водних розчинів при різних вихідних концентраціях розчину.

Встановлено, що найбільша адсорбційна ємність відповідає адсорбенту діатоміт – FeOOH, Найменша для адсорбенту діатоміт - Fe₃O₄ – 4 мг PO₄³⁻/г.

КИСЛОТНЕ МОДИФІКУВАННЯ ВІДХОДІВ АГРОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ

Ніколайчук А.А.¹, Галиш В.В.^{1,2}, Картель М.Т.¹, Тарасенко Ю.О.¹, Бікінієв О.В.²

¹Інститут хімії поверхні ім. О.О. Чуйка НАН України

²Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

На даний час водоекологічні проблеми набули загальнодержавного значення як головний фактор національної безпеки. Тому в період обмеженості коштів у підприємств на водоохоронні заходи важливе місце при виборі найбільш оптимальної технології очищення стічних вод посідає оцінка її ефективності. Найбільш поширеними методами, які використовуються для очистки стічних вод від органічних барвників, є коагуляція, флокуляція, хімічна та біологічна деградація, мембранна фільтрація, сорбція. Тому для сорбційного вилучення неорганічних і органічних забруднювачів з водних розчинів використовують полімери, активоване вугілля, кремнезему, порошок гуарової камеді, сільськогосподарські відходи [1]. В останні роки в багатьох країнах світу інтенсивно проводяться дослідження з

метою отримання нових ефективних адсорбентів на основі агропромислових рослинних відходів, до яких відносяться лігноцелюлозні матеріали [2].

Перевагою агропромислових відходів як сировини для отримання нових адсорбентів є: доступність, щорічна відновлюваність, низька вартість та екологічна безпека. Однак ці відходи в нативному стані як адсорбенти мають невисокі сорбційно-кінетичні характеристики, тому доцільним є модифікування відходів, що призводить до зміни складу функціональних груп на їх поверхні та збільшення адсорбційної ємності. Модифікування агропромислових рослинних відходів мінеральними або органічними кислотами (з подальшою нейтралізацією кислотного залишку) є екологічно чистим, а також порівняно простим і дешевим процесом, що дозволяє збільшити вміст карбоксильних груп на поверхні відходів, і поліпшити їх адсорбційні властивості щодо катіонів, які вилучаються з водних розчинів.

Нами запропоновані та впроваджені в технологічні процеси такі варіанти кислотного модифікування: на першому етапі рослину сировину гідролізують мінеральною (HCl) або органічною (C₆H₈O₇) кислотою, а на другому — отриманий сорбент активують водним розчином гідроксиду або карбонату (чи бікарбонату) лужного металу. Модифікування проводили як у реакторах, так і колонним способом (змінними були концентрація реагенту, температура, тривалість процесу).

Таблиця 1 – Порівняльні характеристики вихідних і модифікованих матеріалів

Зразки	Волога, %	Зола, %	Смоли і жири, %	Лігнін, %	Целюлоза, %	S_{num} за Ar м ² /г	V_s по C ₆ H ₆ см ³ /г
Абрикосова кісточка вихідна	7,6	3,8	9,1	59,8	35,1	<1	0,02
Абрикосова кісточка модифікована HCl	6,2	1,3	4,2	62,8	46,3	20	0,22
Абрикосова кісточка модифікована C ₆ H ₈ O ₇	6,7	1,8	5,1	58,5	35,2	18	0,20
Абрикосова кісточка HCl (колонка 1)	6,6	1,6	6,6	46,7	52,9	15	0,18
Абрикосова кісточка HCl (колонка 2)	6,0	1,7	5,1	63,3	26,2	12	0,14
Абрикосова кісточка HCl (колонка 3)	6,8	1,8	7,2	51,4	41,4	12	0,18
Абрикосова кісточка HCl (колонка 4)	6,2	1,5	5,3	52,6	24,6	14	0,19

Операції обробки рослинної сировини ґрунтуються на деполімеризації макромолекул лігноцелюлозних комплексів, частковому окисненні спиртових груп до карбоксильних, отриманні простих ефірів, що містять додаткові функціональні групи з кислотними властивостями. З таблиці 1 видно, що при такій обробці істотно збільшується питома поверхня матеріалів та формується порувата структура. Модифіковані матеріали набувають високої реакційної здатності, легко вступають в реакції приєднання та заміщення і тому можуть виконувати функції селективних сорбентів (іонного обмінну, комплексоутворення, відновлення). Як приклад, в таблиці 2, представлені дані, які демонструють ефективність видалення іонів важких металів модифікованими лігноцелюлозними сорбентами з модельних водних розчинів при одночасній присутності в них солей Cu, Pb, Sr, Ni, Cd (за умов початкової концентрації кожного металу 0,01 моль/л).

Таблиця 2. Порівняльні характеристики сорбції іонів важких металів сорбентами з модифікованої абрикосової кісточки

Зразки	Сорбція, мг/ г					Ефективність вилучення іону з розчинів, %				
	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Sr ²⁺	Cu ²⁺	Ni ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Sr ²⁺	Cu ²⁺	Ni ²⁺
Абрикосова кісточка (HCl)	31,2	23,7	9,8	23,0	11,5	91,2	80,0	33,2	69,7	36,5
Абрикосова кісточка (C ₆ H ₈ O ₇)	22,2	22,3	6,8	19,1	7,4	64,9	75,1	23,0	58,0	23,4

Властивості модифікованих лігноцелюлозних матеріалів з абрикосової кісточки також перевірені у процесах сорбції органічних барвників з водних розчинів (рис. 1).

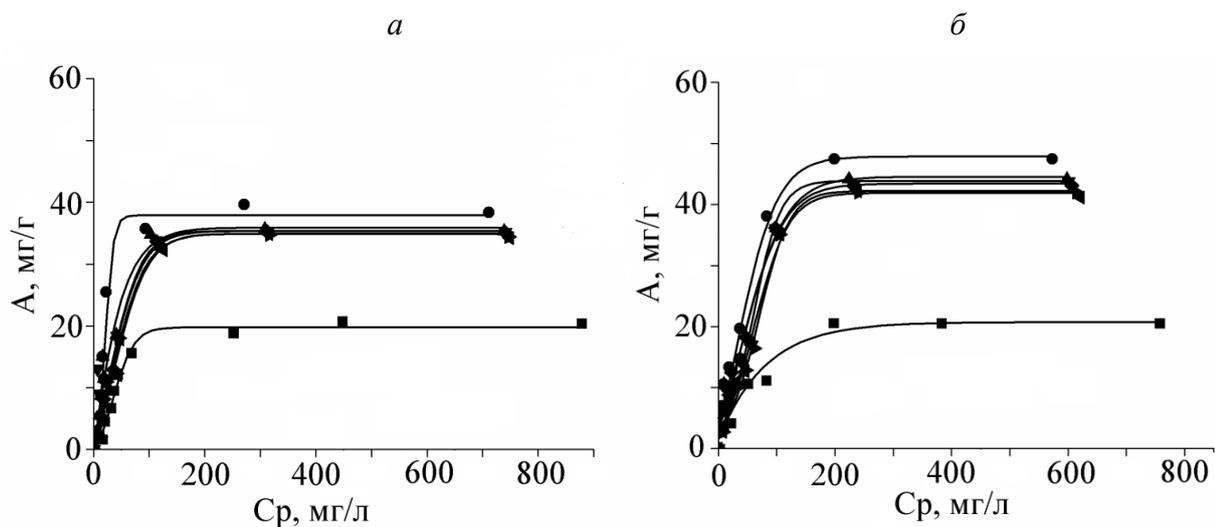


Рис. 1. Ізотерми сорбції барвників: *а* – метилового фіолетового; *б* – метиленового синього: ■ - абрикосова кісточка вихідна; ● - абрикосова кісточка HCl; ◆ - абрикосова кісточка C₆H₈O₇; ▲ - абрикосова кісточка HCl (колонка 1); ▼ - абрикосова кісточка HCl (колонка 2); ► - абрикосова кісточка HCl (колонка 3); ◄ - абрикосова кісточка HCl (колонка 4).

Таким чином, кислотне модифікування лігноцелюлозних рослинних матеріалів дозволяє отримувати біосорбенти з високою обмінною ємністю, селективністю та специфічними функціональними властивостями.

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. — К.: Вища школа, 2005. — 671 с.

2. Adegoke K. A. Dye sequestration using agriculturalwastes as adsorbents / K. A. Adegoke, O. S. Dello // Water Resources and Industry. – 2015. – № 12. – С. 8–24.

ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД НАФТОПРОДУКТІВ

Обушенко Т.І., Толстопалова Н.М., Чір'єва М., Свірська С.

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»,

03056, Україна, Київ, пр. Перемоги, 37

tio1963@gmail.com

Однією з найважливіших екологічних проблем світового масштабу є забруднення водних акваторій, прибережних зон та ґрунтів нафтопродуктами, основним джерелом яких є стічні води різних виробництв, підприємств сільського і народного господарства (видобування та переробка нафти, транспорт, металургія тощо). Нафтопродукти – це група вуглеводнів нафти, мазуту, гасу, масел та їх сумішей, які, внаслідок їх високої токсичності, належать за даними ЮНЕСКО, до числа десяти найбільш небезпечних забруднювачів навколишнього середовища [1]. Зрозуміло, що перераховані вище поллютанти мають істотний негативний вплив на флору і фауну, але ще більшої шкоди приносять продукти їх розкладання. Нафтові забруднення порушують хід природних біохімічних процесів, ведуть до виснаження запасів кисню у воді, який витрачається на окислення органічних речовин. Наявність на поверхні води нафтової плівки різко знижує здатність водойм до самоочищення і перешкоджає надходженню в воду атмосферного кисню, що призводить до посилення анаеробних процесів. Швидкість накопичення нафтопродуктів у водних екосистемах від техногенного впливу далеко випереджає їх природну біодеградацію [2].

Незважаючи на вдосконалення методів видобування і переробки нафти, виду її зберігання і транспортування та наявність різноманітних технологічних схем очищення води від нафтопродуктів, в цілому рівень забруднення залишається досить високим. Для усунення даної проблеми необхідний комплексний підхід, який полягає у вдосконаленні існуючих і розробці нових технологій та систем водопостачання і каналізації, що є одним з пріоритетних напрямків хімічної та екологічної безпеки. Сучасний розвиток наукових досліджень в області технології очищення стічних вод від нафтопродуктів розвивається в напрямку розробки принципово нових методів з використанням фізико-хімічних прийомів і поєднання їх з біологічним очищенням і методами доочищення.

Метою роботи було дослідження та обґрунтування доцільності флотоекстракції, як перспективного інноваційного методу очищення стічних вод, забруднених нафтопродуктами. Методику експериментів та опис установки надано в попередніх роботах [3-4].

Для експериментального дослідження флотоекстракційного процесу модельний розчин (емульсія) готували з бензину АІ-95. Концентрація модельного робочого розчину становила 160 мг/дм³. До 200 см³ модельного розчину вносили розраховану кількість ПАР, корегували рН. Розчин кількісно переносили до флотоекстракційної колонки і додавали 10 см³ органічної фази (ізоаміловий спирт). Вмикали подачу газу, яку контролювали витратоміром і барботували газ через розчин протягом встановленого часу. Відбирали аліквоту розчину після флотоекстракції та проводили аналіз залишкової концентрації бензину за фотометричною методикою.

Експериментально було отримано, що найвищий ступінь вилучення бензину спостерігається при використанні катіонного збирача – полігексаметиленгуанідину гідрохлориду (ПГМГ-ГХ).

Показник рН здатний неабияк впливати на ефективність перебігу процесу флотоекстракції. Початковий показник рН вихідного розчину становив 6,5. Корегували показник рН за допомогою розчинів НСІ та NaOH. Умови проведення дослідів: вихідна концентрація бензину 160 мг/дм³, об'єм розчину – 200 см³, збирач – ПГМГ-ГХ, об'єм екстрагенту – 10 см³, тривалість процесу – 30 хвилин. Результати представлено на рисунку. Отже, найвищий ступінь вилучення спостерігався при рН 5.

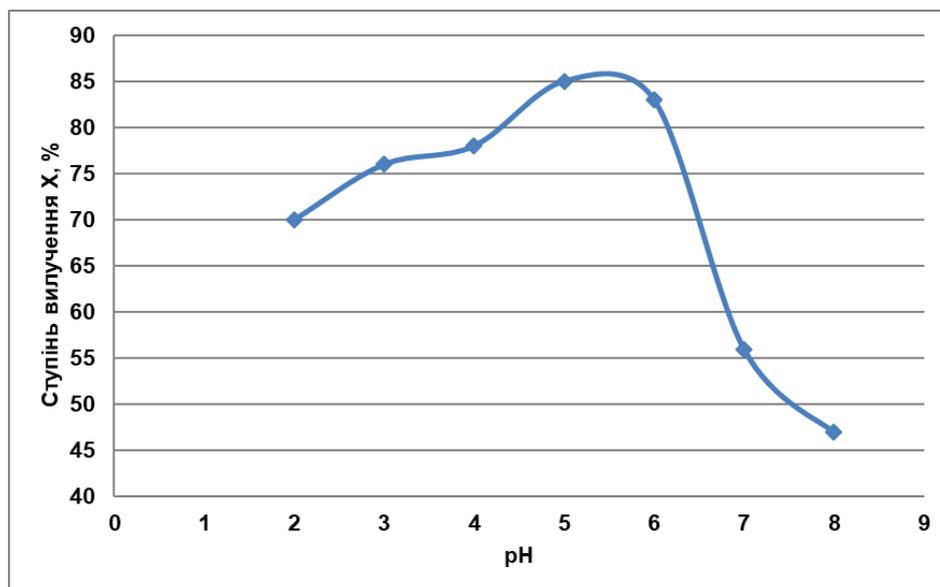


Рисунок – Залежність ступеня вилучення бензину від рН розчину.

Тривалість процесу флотоекстракції варіювали від 10 до 50 хвилин. При проведенні процесу протягом 10 ÷ 25 хвилин максимальний ступінь вилучення не досягався, тобто сублат не встигав у повній мірі перейти з водної фази в органічну. Максимальний перехід сублата в органічну фазу спостерігався при тривалості флотоекстракції 30 ÷ 40 хвилин. При зростанні тривалості процесу до 50 хвилин ступінь вилучення дещо зменшується за рахунок процесу зворотного переходу сублату з водної фази в органічну (таблиця).

Таблиця – Ступінь вилучення бензину за різної тривалості процесу флотоекстракції

τ , хв	10	15	20	25	30	40	50
X, %	37	49	64	76	85	84	82

В роботі було досліджено вплив різних чинників на ступінь флотоекстракційного вилучення бензину з модельного розчину. За результатами досліджень було обрано наступні оптимальні параметри: рН 5, тривалість процесу – 30 хв, присутність катіонного ПАР – полігексаметиленгуанідину гідрохлориду (ПГМГ-ГХ).

Література

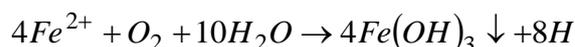
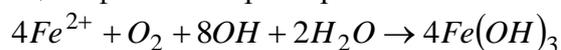
1. Долина, Л.Ф. Современная технология и сооружения для очистки нефтесодержащих сточных вод: Монография. [Текст] / Л.Ф. Долина – Днепропетровск: Континент, 2005. – 296 с.
2. Зеленько, Ю. В. Ліквідація екологічних наслідків транспортних аварій з нафтопродуктами [Текст] / Ю. В. Зеленько. – К.: 2005. – 19 с.
3. Теоретичні засади та практичне застосування флотоекстракції: огляд/І.М. Астрелін, Т.І. Обушенко, Н.М. Толстопалова, О.О. Таргонська// Вода і водоочисні технології.-2013.-№3.- С.3-23.
4. Obushenko T., Tolstopalova N., Baranuk N. The solvent sublation of bromocresol green from waters solutions//Технологический аудит и резервы производства – 2018.–№ 2/3 (40).– С. 48-53.

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ НА ВИЛУЧЕННЯ ЗАЛІЗА ІЗ ПІДЗЕМНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

Олійник О.Я., Телима С.В., Кремез В.С.
Інститут гідромеханіки НАН України, Київ
e-mail: kremezvitasem@gmail.com

В багатьох регіонах України водоносні горизонти, із яких, переважно, відбувається забір підземних вод для забезпечення населення питною водою, мають підвищений вміст заліза, який значно перевищує існуючі нормативні вимоги.

В сучасних умовах найбільш розповсюдженим методом вилучення сполук заліза з води є фільтрування через зернисте завантаження з природних чи штучних зернистих матеріалів в спеціальних установках, основним технологічним елементом яких є фільтр. В звичайних умовах в підземних водах при відсутності розчиненого кисню і других окислювачів присутня, переважно, форма розчиненого заліза у вигляді іонів Fe^{2+} чи його нестійких закисних форм різних солей. При взаємодії з розчиненим киснем, який подається у фільтруючу воду, двовалентне залізо окислюється в трьохвалентне, потім гідролізується в колоїдний чи суспензований гідроксид заліза $Fe(OH)_3$ у вигляді мулопластівців відповідно до записаних формул хімічних реакцій і фазових перетворень



При цьому процеси, які відбуваються у фільтрі можна описати наступним чином: Fe^{2+} адсорбується на поверхні зерен завантаження, утворюючи моношар із Fe^{2+} (каталітична плівка). При цьому окислення Fe^{2+} відбувається як на поверхні завантаження адсорбованим киснем O_2 , утворюючи плівку із молекул $Fe(OH)_3$, так і на випавшому в осад $Fe(OH)_3$, і у вільному міжпоровому просторі. З часом відбувається дегідратація осаду, тобто його ущільнення (старіння) що буде впливати на гідродинамічні характеристики фільтраційного потоку.

Ефективність вилучення заліза Fe^{2+} залежить від наявності розчиненого кисню в рідині, який, в значній мірі, визначає характер процесу протікання реакцій (кінетику окислення). В існуючих дослідженнях, які, в основному, проводились в умовах очистки підземної води від заліза при концентраціях, які не перевищують 10 мг/л, вважалось, що забезпечення киснем в достатній кількості (більш ніж 3-5 мг/л) можна забезпечити технологією спрощеної аерації. В цьому випадку без відповідного наукового обґрунтування вважалось, що кінетика окислення в достатній кількості забезпечена киснем і в наукових розробках (моделях і розрахунках) наявність кисню можна не враховувати. Тому важливим питанням при вирішенні зазначеної проблеми є оцінка впливу споживання кисню при знезалізненні води в широкому діапазоні концентрацій Fe^{2+} і обґрунтування його забезпечення в достатній кількості на етапі роботи фільтра.

Для вирішення цієї проблеми авторами розроблено більш повну математичну модель фільтрування двофазного потоку (залізо і кисень), яка враховує гідродинамічні і фізико-хімічні процеси масопереносу і кінетики обміну, що відображає накопичення і трансформації різних форм заліза і кисню в поровому розчині і на зернах затопленого фільтра. Основу математичної моделі складають фундаментальні рівняння фільтрації води, конвективно-дифузійного масопереносу розчинених хімічних сполук з урахуванням різноманітних фізико-хімічних і біохімічних фазових перетворень. Особливу увагу приділено обґрунтуванню

замикаючих співвідношень, що відображають залежність коефіцієнта фільтрації і пористості від концентрації нерухомого осаду при різних типах утворення осаду (поверхнева, об'ємна і комбінована).

Розв'язання рівнянь загальної 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.

Окрім розробленої загальної моделі знезалізнення обґрунтовано спрощені інженерні моделі для двох стадій процесу знезалізнення води і отримано формули задля визначення необхідної швидкості фільтрування і концентрації кисню у вхідному перетині фільтра. В межах першої стадії, що має місце на початку процесу, а також, коли формування залізної плівки на зернах відбувається надто повільно і кількість утвореного осаду буде незначною, має місце гомогенне окислення Fe^{2+} і утворення осаду гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$, переважно в розчині. В цьому випадку можливо знехтувати дифузійним членом у рівнянні масопереносу, вплив якого буде незначним при $1/Pe \rightarrow 0$ ($Pe = D/VL$ - відомий безрозмірний критерій Пекле) згідно з прийнятою технологією очищення швидкість фільтрування $v = const$. Тоді згідно прийнятих значень реакцій окислення і констант обміну для цієї стадії процесу система рівнянь вилучення Fe^{2+} в затопленому фільтрі була спрощена, що дозволило отримати аналітичний розв'язок рівнянь. Для другої стадії гетерогенного окислення переважно на твердій фазі з утворенням залізної плівки із гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$, яка настає при $t > n_c x/v$, також, отримано аналітичний розв'язок спрощених рівнянь.

Співставлення результатів чисельних розрахунків по повній моделі і за формулами, що отримані аналітичними методами на підставі спрощених моделей у визначеному діапазоні конструктивних і технологічних параметрів показало, що спостерігається достатнє узгодження точних і наближених значень. Тому запропонована методика наближеного розрахунку кисневого режиму (тобто, швидкості фільтрування і потрібної концентрації розчиненого кисню у вхідному перетині фільтру при вилученні заліза із підземних вод) і оптимізації режиму очистки для різних типів фільтрів може бути використана при проектуванні очисних фільтраційних споруд.

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСУ «ЗАРЯДКИ» ФІЛЬТРІВ З ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИМ ТА ЦЕОЛІТОВИМ ЗЕРНИСТИМИ ЗАВАНТАЖЕННЯМИ

Онанко Ю.А., аспірант

Науковий керівник – Чарний Д.В., д.т.н.

Інститут водних проблем і меліорації НААН, Україна, м. Київ, yaonanko1@gmail.com

Незважаючи на достатньо різноманітний спектр фізичних властивостей існуючих зернистих фільтрувальних завантажень, більшість стадій фільтрування через них є подібними для різних завантажень. Виняток складає початкова стадія фільтрування, яку прийнято називати «зарядкою» фільтра. Пов'язано це з тим, що саме під час неї і проявляється уся різноманітність фізичних властивостей фільтрувальних завантажень. Це тягне за собою значну відміну у природі механізмів та кінетиці процесів взаємодії фільтрувального завантаження з колоїдними частинками, що містяться в очищуваній водній суспензії.

Зараз матеріал, що раніше використовувався в якості традиційного фільтрувального завантаження є недоступним. Тому виникла необхідність знайти йому заміну. Таке фільтрувальне завантаження повинно забезпечити покращення роботи фільтрів, мати відповідну економічну ефективність, а також бути широкодоступним для використання. Таким вимогам відповідають два вітчизняні матеріали: гранули спіненого пінополістиролу «харчових» марок та природній цеоліт – кліноптилоліт Сокирницького родовища. Проте, дані фільтрувальні завантаження значно відрізняються за своїми фізичними властивостями. Тому виникла потреба у всебічному дослідженні як параметрів речовин, що є головним джерелом погіршення показників якості очищуваних вод, так і фізичних властивостей актуальних фільтрувальних завантажень для визначення параметрів їх взаємодії.

При проведенні процесу знезалізнення підземних природних вод із застосуванням спрощеної аерації атмосферним повітрям та подальшого фільтрування, цеоліт починає затримувати іони заліза практично одразу за рахунок своїх іонообмінних властивостей. У просторі фільтра іони заліза розповсюджуються завдяки явищу дифузії, відповідно до першого закону Фіка, через різницю їх концентрацій у водній суспензії. При подальшому переході заліза з двохвалентної у менш розчинну тривалентну форму, відбувається консолідація пластівців заліза та подальше їх осідання під дією сил гравітації. Подальше фільтрування супроводжує процес контактної коагуляції пластівців заліза на поверхні фільтрувального завантаження. Процес закріплення на ній відбувається завдяки явищу фізичної адсорбції викликаній Лондонськими або Ван дер Ваальсовими силами. Проте, після закінчення іонообмінного ресурсу цеоліту, концентрація вмісту заліза у фільтраті різко зростає. Це пов'язано з тим, що інтенсивне вилучення іонів заліза з очищеної водної суспензії слугує інгібітором автокаталітичного процесу в осаді заліза, де і відбувається основна частина перетворення форми заліза. Тому подальше зменшення вмісту заліза у фільтраті пояснюється зникненням фактора, що заважав автокаталітичному процесу.

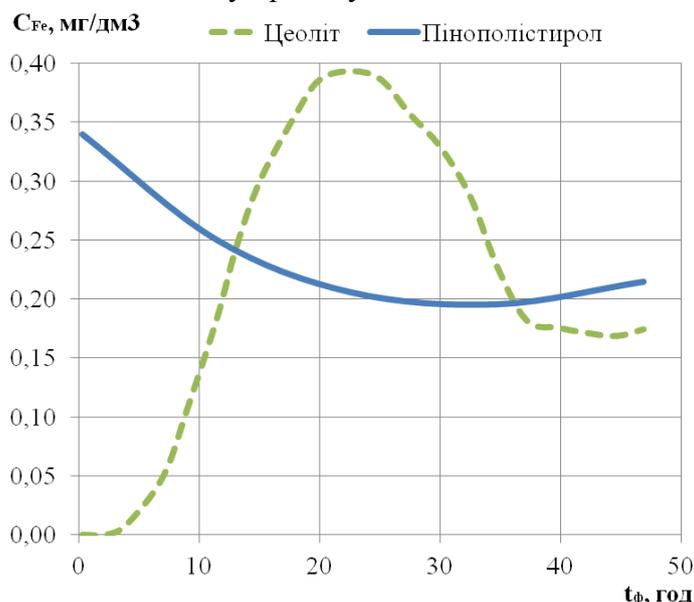


Рис. 1. Зміна концентрації заліза C_{Fe} у фільтраті в залежності від часу фільтрування t_f (вихідна концентрація заліза – 1,2 мг/дм³, швидкість фільтрування – 7 м/год) через гранули пінополістиролу (фракція завантаження – 0,5-3 мм) та зерна цеоліту-кліноптилоліту (фракція завантаження – 1,5-3 мм)

Початкова стадія фільтрування через пінополістирол триває в середньому 1-5 діб в залежності від складу води. Це пояснюється тим, що пінополістирол починає затримувати

пластівці заліза лише після того як почнеться автокаталітичний процес. Тому що окрім відсутності іонообмінних властивостей та повної хімічної інертності, пінополістирол не має розвиненої зовнішньої поверхні та внутрішньої пористості, на відміну від цеоліту. Також закріпленню заліза на поверхні пінополістиролу за рахунок явища електростатичної адсорбції заважає триваючий процес перетворення форм заліза та постійна перебудова структури подвійного електричного шару колоїдних частинок заліза, що визначає неоднорідний характер їх електростатичних властивостей. На рисунку 1 показано криві усереднених експериментальних даних по знезалізненню за допомогою цеоліту та пінополістиролу.

Було експериментально досліджено електрокінетичні властивості колоїдів біологічного походження на прикладі фітопланктону (головним чином конгломератів ціанобактерій (синьо-зелених водоростей)), зразки якого були відібрані з поверхневих природних вод в районі Дніпровського водозабору м. Києва, Україна. Виміряне значення його ζ -потенціалу склало -13 мВ. Пінополістирол є хімічно інертним завантаженням з додатнім ζ -потенціалом, що складає +2 мВ. Природний цеоліт-кліноптилоліт має від'ємне значення ζ -потенціалу, що дорівнює -33 мВ. Концентрації досліджуваних параметрів визначалися за стандартними методиками.

Початкова стадія фільтрування водної суспензії, що містить ціанобактерії через пінополістирол, тривала в середньому 1-2 години. Такий короткий період «зарядки» пінополістирольного фільтра викликаний наступними чинниками. У просторі фільтра ціанобактерії розповсюджувались завдяки явищу дифузії (конвективної дифузії), відповідно до першого закону Фіка, через різницю їх концентрацій у водній суспензії. Притягувались ціанобактерії до поверхні пінополістирольного фільтрувального завантаження завдяки явищу електростатичної адсорбції, викликаній різницею ζ -потенціалів відповідно до закону Кулона. А при першому контакті закріплювались на ній завдяки явищу фізичної адсорбції викликаній Лондонськими або Ван дер Ваальсовими силами. Потім відбувалось їх закріплення на ній за допомогою біоклею, що вони виробляють. Пов'язано це з тим, що гранули спіненого полістиролу мають тверду та відносно гладку поверхню. Такому типу поверхні віддають перевагу ціанобактерії, що за своєю гідрофобною природою намагаються іммобілізуватися на ній. На рисунку 2 показано криві усереднених експериментальних даних при фільтруванні ціанобактерій через цеоліт та пінополістирол.

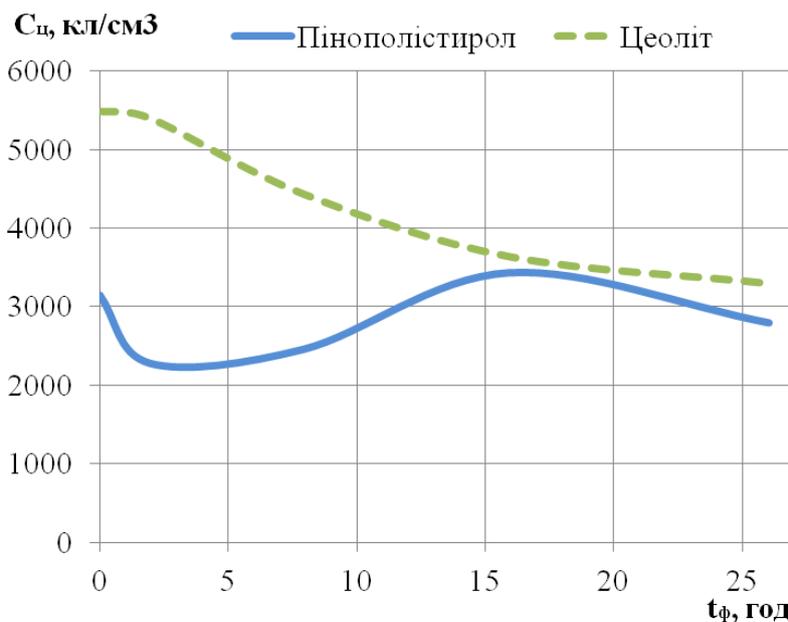


Рис. 2. Зміна концентрації ціанобактерій C_c у фільтраті в залежності від часу фільтрування t_f (вихідна концентрація ціанобактерій ~ 5500 кл/см³, швидкість фільтрування – 15 м/год)

через гранули пінополістиролу (фракція завантаження – 0,5-3 мм) та зерна цеоліту-кліноптилоліту (фракція завантаження – 1,5-3 мм)

З часом вільної поверхні гранул для закріплення ціанобактерій стає все менше і кількість ціанобактерій у фільтраті зростає. До того часу поки не відбудеться подальша консолідація гранул пінополістирольного фільтрувального завантаження, ущільнення простору між гранулами та зменшення міжзернової пористості. Далі в об'ємі фільтрувального завантаження утворюються порові каналці і затримка нових порцій ціанобактерій відбувається на поверхні попередньо затриманих та вже надійно зафіксованих ціанобактерій. Дане явище також пояснюється прагненням ціанобактерій до іммобілізації на твердій поверхні. Наочним доказом цього може слугувати явище утворення скупчень (колоній) ціанобактерій поза простором фільтрувального завантаження. Коли ціанобактерії знаходяться у водній суспензії та не мають інших твердих поверхонь підходящих для іммобілізації, то вони прагнуть скріпитися між собою.

Цеоліт має більш нерівну поверхню зерен ніж пінополістирол, тому ціанобактерії закріплюються на ній менш інтенсивно. Ще одним фактором зменшення інтенсифікації затримання слугує відсутність різниці у знаках ζ -потенціалів цеоліту та ціанобактерій. Тому процес початкового затримання є значно менш інтенсивним у порівнянні з пінополістиролом. А початкова стадія фільтрації для цеолітового завантаження триває 7-10 годин.

Отже, на початковій стадії фільтрування водної суспензії, що містить ціанобактерії, більш ефективним завантаженням є пінополістирол. Причинами цього є різниця ζ -потенціалів адсорбенту та адсорбату, а також особливості циклу життєдіяльності ціанобактерій, що прагнуть іммобілізуватися на рівній та твердій поверхні гранул полістиролу. Оптимальнішим фільтрувальним завантаженням на початковій стадії знезалізнення води показує себе цеоліт. Це пов'язано з його іонообмінними властивостями, значною внутрішньою пористістю та набагато більш розвиненою зовнішньою поверхнею зерен у порівнянні з гранулами пінополістиролу. Оскільки жодне з досліджених завантажень не можна назвати універсальним, то пропонується застосовувати комбіноване пінополістирольно-цеолітове фільтрувальне завантаження для очистки води від джерел забруднення різної морфології.

ШЛЯХИ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ДУБИЛЬНИХ ПРОЦЕСІВ ВИРОБНИЦТВА ШКІРИ

Охмат О.А., Марухленко М.О.

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, м. Київ
oxmat.oa@knuutd.com.ua, mariya_maryhlenko@mail.ru*

Попри те, що останні часом спостерігається спад у виробництві натуральної шкіри, її виробники все частіше застосовують екологічно зберігаючі технології. Питання екологізації насамперед пов'язані з впливом, власне, шкіряного виробництва на навколишнє середовище.

Труднощі, що виникають у шкіряних підприємств при очищенні промислових стічних вод, пов'язані з використанням в технології виробництва шкіри великої кількості хімічних матеріалів різної природи. Основними забруднювачами стічних вод в даному випадку є не синтетичні барвники, жири та поверхнево-активні речовини, а сполуки хрому. Для надання шкірі необхідних експлуатаційних та фізико-механічних властивостей на стадії формування білкової структури шкіри тварини використовують солі хрому – хромові дубителі. Слід

зауважити, що виробники натуральної шкіри використовують більш безпечні сполуки трьохвалентного хрому. Токсичний шестивалентний хром у вигляді хроматів та біхроматів може бути використаний для синтезу хромових дубителів; шестивалентний хром може утворюватись під дією температури, сонячного світла із хромвмісних побічних продуктів шкіряного виробництва та неконтрольовано злитих у каналізацію дубильних відпрацьованих розчинів. Зважаючи на те, що хром шестивалентний відносять до 1 класу небезпечних сполук, а хром трьохвалентний – до третього, інструментами обмеження використання цих сполук є низка нормативних актів, стандартів та рекомендацій. Так, вміст сполук хрому у товарах, вироблених із натуральної шкіри, регулює Регламент EU's REACH [1]. Групою Всесвітнього Банку разом Міжнародною Фінансовою корпорацією IFC розроблено «Керівництво з охорони навколишнього середовища» [2], що включає технічні довідники та належні приклади галузевої міжнародної практики. Керівництвом рекомендовано шкіряним заводам для підвищення екологічності дубильних процесів використовувати (за можливості) альтернативні дубильні сполуки; частково замінити хромовий дубитель іншими дубильними агентами; повторно використовувати відпрацьовані дубильні розчини; повністю відмовитись від використання хрому шестивалентного; відмовитись від знищення шлаків хромового дублення спалюванням. Зважаючи на те, що сполуки важких металів, в т.ч. і хрому, не мають механізмів самоочищення і не піддаються трансформації, потрапляння їх у стічні води вкрай негативно впливає на екосистему. Нажаль спосіб очистки дубильних відпрацьованих розчинів рекуперацією та регенерацією сьогодні застарів і не використовується через низьку якість регенованих дубильних сполук та високу вартість самого методу.

Використання хромощадних технологій на сьогодні є одним з пріоритетних напрямів екологізації дубильних процесів на шкіряних підприємствах не залежно від територіальної приналежності. Напряму передбачає обмежене використання хромових солей шляхом їх комбінації з дубильними сполуками інших металів (цирконію, алюмінію, титану) або органічними сполуками (рослинними та синтетичними дубителями, водорозчинними полімерами, аморфно-кристалічним полімером хітозаном), природними мінералами (бентонітом, цеолітом, каоліном) та їх дисперсіями. Сьогодні зацікавленість споживача у виробках з більш екологічної натуральної шкіри вимагає доволі суттєвих змін в традиційних схемах виробництва але відкриває нові можливості для бізнесу.

Література

1. REACH. – Режим доступу : <https://ec.europa.eu>
2. Керівництво з охорони навколишнього середовища, здоров'я та праці / IFC. – Режим доступу : <https://www.ifc.org/errorpage.html>

ПРО МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ФІЛЬТРУВАННЯ СУСПЕНЗІЇ З УТВОРЕННЯМ ДИНАМІЧНОГО ШАРУ (ПОВЕРХНЕВЕ ФІЛЬТРУВАННЯ)

Поляков В.Л.

Інститут гідромеханіки НАН України, Київ, Україна, e-mail: polyakov_igm@list.ru

Вивчено аналітичними методами безвідривне фільтрування суспензій, які містять бі- або полідисперсну домішку. Її більш крупні частинки завдяки ситовому ефекту затримуються на спеціальній поверхні, що перфорована малими отворами. Таким чином формується і з часом розширюється шар фільтруючого матеріалу, в порах якого осаджується більша частина дрібних

завислих частинок. Їх мала частина, яка залишилась, вільно проходить через вищезгадані отвори. Протягом кожного робочого періоду такий динамічний шар утворюється заново, а в кінці його повністю змивається. Таким чином відпадає необхідність у регулярних промивках. Цей тип фільтрування, а саме, поверхневий, має і інші переваги перед традиційним об'ємним внаслідок неухильного зростання потужності робочого (динамічного) шару. Важливо відмітити, що при нисхідному фільтруванні його ділянки з більшим вмістом осаду розташовані нижче. Тим самим кольматант розподіляється в шарі суттєво рівномірніше, а тому втрати напору при поверхневому фільтруванні повинні збільшуватися явно повільніше, ніж при об'ємному. Основним же недоліком першого типу фільтрування є низька якість фільтрату на початковому його етапі через малість динамічного шару. Однак, зазвичай через короткий час, а потім вже до кінця робочого періоду внаслідок посилення захисної здатності вказаного шару проскок дрібних часток весь час скорочується і освітлена водна суспензія гарантовано відповідає вимогам до якості води. І закономірно, що поверхнєве фільтрування, яке в теперішній час успішно застосовується при зневодненні водонасичених осадів, в мембранних технологіях і т.ін., часто на практиці виявляється більш ефективним.

При математичному моделюванні поверхневого фільтрування серйозні труднощі виникають через переміщення однієї з границь області фільтрації. Вони поглиблюються при фільтруванні в другому режимі, стисливості фільтруючого матеріалу і осаду. В проведених теоретичних дослідженнях стисливість не враховувалась, а їх предметом стали обидва основних режими фільтрування. Тому були сформульовані і точно розв'язані дві математичні задачі, які відповідають цим режимам. При постійній швидкості фільтрування втрати напору в динамічному шарі монотонно зростають, а у другому через постійний перепад напорів (тиску) на його границях продуктивність фільтрувальної установки неминуче знижується.

Освітлювальний блок у вищезгаданих задач має подібний вигляд і включає рівняння масопереносу без врахування дифузійного механізму і безвідривної кінетики в загальній формі

$$V(t) \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\partial S}{\partial t} = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \lambda(S)C, \quad (2)$$

де C, S – об'ємні концентрації дрібних завислих і осаджених часток суспензії; λ – функціональний коефіцієнт фільтрування. Принципове значення має умова на рухомій вхідній поверхні динамічного шару

$$z = l(t), \quad C = C_0. \quad (3)$$

При сталій швидкості фільтрування V_0

$$l(t) = \frac{V_0 C_l t}{1 - n_l} = a_l t. \quad (4)$$

де C_l – об'ємна концентрація крупних часток суспензії, n_l - пористість чистого динамічного шару. В другому режимі величина l заздалегідь невідома і повинна визначатися при розв'язанні другої задачі. Строгий розв'язок освітлювального блока має неявну форму і представляється відносно безрозмірних концентрацій \bar{C} і \bar{S} у вигляді наступних рівняння і формули

$$\bar{a}_l \int_0^{\bar{S}} \frac{d\zeta}{\bar{\lambda}(\zeta)(1 - \bar{a}_l \zeta)} = \bar{a}_l \bar{t} - \bar{z}. \quad (5)$$

$$\bar{C}(\bar{S}) = 1 - \bar{a}_l \bar{S}. \quad (6)$$

Фільтраційний блок містить рівняння руху і співвідношення, які характеризують гідравлічний опір динамічного шару і склад осаду в ньому,

$$V(t) = k(S_s) \frac{\partial h}{\partial z}, \quad (7)$$

$$k(S_s) = k_0 f_k(S_s), \quad (8)$$

$$S_s(S) = \gamma(S) S. \quad (9)$$

Тут h – п'езометричний напір; k, k_0 – поточний і вихідний коефіцієнти фільтрації; S_s – об'ємна концентрація осаду; γ – емпіричний функціональний коефіцієнт, який описує співвідношення між вмістом осаду і частками суспензії в ньому. В результаті розв'язку (7)-(9) при заданому сталому напорі на нерухомій нижній границі даного шару виведена формула для приведенного напору \tilde{h} як функції від концентрації \bar{S}

$$\tilde{h}(\bar{S}) = \bar{a}_l \int_0^{\bar{S}} \frac{d\zeta}{\bar{\lambda}(\zeta)(1 - \bar{a}_l \zeta) \bar{k}(\zeta)}. \quad (10)$$

Знайдені точні розв'язки двох задач фільтрування суттєво неоднорідної суспензії через динамічний шар і прогнозні залежності, які витікають з них, зокрема (5), (6), (10) послужили основою для методики технологічних розрахунків. Метою вказаних розрахунків є технологічні часи, а саме, початку ефективної захисної дії шару t_p і досягнення максимально допустимих втрат напору t_h (перший режим), або мінімально допустимої швидкості фільтрування (другий режим). У випадку $V = const$ відносний час \bar{t}_p зниження концентрації дрібних часток в фільтраті до нормативного значення \bar{C}_* пропонується обчислювати по формулі

$$\bar{t}_* = \int_0^{(1 - \bar{C}_*)/\bar{a}_l} \frac{d\bar{S}}{\bar{\lambda}(\bar{S})(1 - \bar{a}_l \bar{S})}. \quad (11)$$

Таким чином, час \bar{t}_p можна регулювати, змінюючи відповідним чином \bar{a}_l . Слід підкреслити, що з початку чергового фільтроциклу вихідна концентрація завісі неухильно знижується і тому при $t \geq t_p$ вона вже не є фактором, що лімітує фільтрування. Тоді визначальне значення для прийняття рішення про продовження або припинення освітлювального процесу набуває другий технологічний час (t_h). Він надійно розраховується при заданих гранично допустимих втратах напору в шарі $\Delta \bar{h}_*$ в два етапи. Спочатку знаходиться підбором параметр \bar{S}_{eh} із рівняння

$$\int_0^{\bar{S}_{eh}(\bar{a}_l)} \frac{d\bar{S}}{\bar{\lambda}(\bar{S})(1 - \bar{a}_l \bar{S}) \bar{k}(\bar{S})} = \frac{\Delta \bar{h}_*}{\bar{a}_l}, \quad (12)$$

а потім вже \bar{t}_h безпосередньо визначається по формулі

$$\bar{t}_h(\bar{a}_l) = \int_0^{\bar{S}_{eh}(\bar{a}_l)} \frac{d\bar{S}}{\bar{\lambda}(\bar{S})(1 - \bar{a}_l \bar{S})}. \quad (13)$$

Розроблений метод інженерного розрахунку поверхневого фільтрування ілюструвався рядом прикладів з типовими вихідними даними стосовно двох розглянутих режимів. При проведенні змістовного кількісного аналізу, предметом якого стали концентрації \bar{C} , \bar{S} , втрати $\Delta \bar{h}$, швидкість \bar{V} , положення рухомої границі l і часи \bar{t}_p , \bar{t}_h , були знайдені деякі закономірності, які властиві саме цьому типу фільтрування. Щоб наглядно продемонструвати специфічність поверхневого фільтрування, його переваги в технологічному відношенні,

проводилось систематичне співставлення результатів розрахунку його і традиційного об'ємного. Для базових емпіричних функцій $\bar{\lambda}(\bar{S})$, $f_k(\bar{S})$ вибрані характерні вирази, які дозволили акуратно врахувати обмеженість поглинального ресурсу динамічного шару, автокаталітичний ефект, прискорене зростання втрат напору в ньому при накопиченні осаду. Особлива увага зверталась на час \bar{t}_p , який чітко вказує на початок ефективного освітлення водної суспензії. Показано, що зазвичай початковий період поверхневого фільтрування із незадовільною якістю фільтрату короткочасний. Розподілення осаджених часток по висоті шару фільтруючого матеріалу при обох типах фільтрування суттєво відрізняються, про що свідчить рис.1. Тут наведені розрахункові профілі $\bar{S}(\bar{z})$ на різні моменти часу при типових значеннях коефіцієнтів, що характеризують поглинальну здатність шару, вміст крупних часток в суспензії (базовий приклад). В другому і четвертому прикладах вдвічі збільшувались вищезгадані здатність і вміст. В третьому додатково враховувався автокаталіз. Втрати ж напору зростають подібним чином, але суттєво повільніше при поверхневому. Зокрема, раціонально підбирався вміст структуроутворюючих часток в суспензії. При цьому встановлено, що вже при мінімальній їх кількості динамічний шар виявляється готовим до продуктивної роботи через короткий час. Крім цього, виявлено, що час \bar{t}_p , який грає важливу роль в алгоритмі управління технологічним процесом, явно більш чутливий до \bar{a}_1 , а тому і \bar{C}_1 при їх малих значеннях.

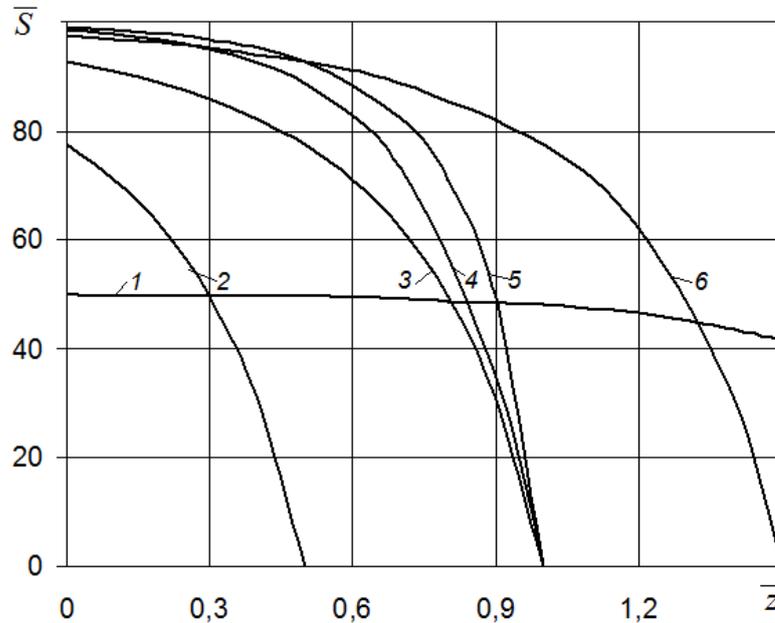


Рис.1. Профілі відносної об'ємної концентрації осаджених дрібних часток:
 1, 3-5 – $\bar{t} = 100$; 2 – $\bar{t} = 50$; 6 – $\bar{t} = 150$; 1 – приклад 4; 2, 3, 6 – базовий приклад;
 4 – приклад 3; 5 – приклад 2.

СУЧАСНІ ЕФЕКТИВНІ БІОТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД МОЛОКОПЕРЕРОБНИХ ЗАВОДІВ

Прокопчук В.В., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056,
viktoria11029@gmail.com*

Одне з найбільш важливих напрямків біотехнології - контроль за забрудненням навколишнього середовища і створення безвідходних технологій. В Україні в останні часи дуже стрімко розвивається виробництво молочних та кисломолочних продуктів, але стічні води молокопереробних заводів є концентрованими та забрудненими різними домішками, переважно органічними. Актуальним є пошук та розробка нових методів очищення стоків через низьку ефективність існуючих очисних технологій. Метою роботи є аналіз та вибір ефективної біотехнології очищення стічних вод молокопереробних заводів.

Стічні вод підприємств молокопереробної промисловості характеризуються такими показниками: температура – 25-70 °С; ХСК – 2000-15000 мг/дм³; БСК_{повн.} – 800-3500 мг/дм³; завислі речовини – 300-1500 мг/дм³; жири – 100-450 мг/дм³; сполуки азоту – 50-60 мг/дм³; фосфору – 15-25 мг/дм³; рН – 3,5-11,5.

Стоки молочної промисловості поділяються на дві категорії: висококонцентровані, які утворюються в цеху виробництва сирів, молочного цукру і альбумінованого сиру, та низькоконцентровані, які утворюються під час миття тари, технологічного обладнання та приміщень від забруднень залишками молока, продуктами його переробки, мийними засобами тощо. Тому виявляється необхідним розглядати комбіновану систему очищення стічних вод молокопереробної промисловості, яка включає локальне оброблення висококонцентрованих стічних вод та очищення низькоконцентрованих вод. Наприклад, висококонцентровані стічні води молокозаводу обробляються локально за допомогою природних матеріалів з кальційвмістними сполуками, далі надходять у ємкість для усереднення стоку, де перемішуються разом з низькоконцентрованими, після чого піддаються флотаційному очищенню. Ефект такого очищення складає 85-90% [1].

Існуючі фізико-хімічні технології очищення стічних вод потребують використання речовин, які самі можуть викликати забруднення, є енерговитратними та потребують додаткових технологій утилізації утворених осадів, тому для очищення стоків перевагу слід віддавати використанню методів біологічного очищення. Наприклад, представники класу Саркодових очищують воду від забруднень, що осідають на дно та стінки очисних споруд, клас Кінетопластиди живляться мікробною фауною очисних споруд, таким чином очищуючи воду [2].

Досить ефективною вважають технологію біологічного очищення стічних вод з використанням гранульованого активного мулу в UASB-реакторах (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), що дозволяє якісно очищувати стічні води від органічних забруднюючих речовин, але характеризується високими експлуатаційними та капітальними витратами. UASB-реактори використовують в широкому діапазоні концентрацій забруднень стічних вод, обробка стічної води триває від 30 хв. до 2 діб.

Технологія багатоступеневого анаеробно-аеробного біологічного очищення стічних вод з використанням іммобілізованих мікроорганізмів дозволяє здійснити на перших анаеробних стадіях розклад органічних сполук мікроорганізмами-гетеротрофами з одночасним виділенням біогазу. На наступних аеробних стадіях – біологічне окиснення розчинених органічних речовин, сполук амонійного азоту (нітрифікатори). В біореакторах відбувається

регулювання біомаси шляхом утворення біоценозів мікроорганізмів на окремих стадіях процесу очищення залежно від умов проведення процесу (забруднення стічної води, їх концентрація, рН, концентрація кисню, величина біомаси іммобілізованих мікроорганізмів, кількість носія та ін.) [3].

Установлено, що за використання технології багатоступеневого анаеробно-аеробного біологічного очищення стічних вод утворюється у 3-5 разів менше відходів та на 40-60% знижуються витрати електроенергії у порівнянні з аеробним очищенням стічної води в аеротенках. Використання іммобілізованих мікроорганізмів забезпечує високу концентрацію біомаси у споруді (9-20 г/дм³), високу ступінь мінералізації утвореного осаду (зольність близько 50%), можливість спротиву залпових викидів, відсутність спухання мулу [4].

Таким чином, проблему очищення стічних вод молокопереробних заводів можна вирішити, застосовуючи технологію багатоступеневого анаеробно-аеробного процесу, що дозволить ефективно видалити органічні речовини, зменшити енергозатратність процесу, а також перевагою є одночасний синтез біогазу.

1. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater / D.Karadag, O. Köroğlu, B. Ozkaya, M. Sakmakci. – 2014.

2. Глоба Л.И. Видовое разнообразие и численность беспозвоночных при биологической очистке сточных вод / Глоба Л.И., Килочицкий П.Я., Лукашов Д.В., 2005. – 511 с.

3. Perg D. Effects of the seed Sludge on the Performance of UASB reactors for treatment of toxic wastewater / Dancong Perg., 1994. – 176 с.

4. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: Монографія. / Саблій Л.А. – Рівне: НУВГП, 2013. – 292 с.

РОЗРОБКА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИХ ТЕХНІЧНИХ МИЙНИХ ЗАСОБІВ

Прокоф'єва Г.М., Сударушкіна Т.В., Беркут М.Є.

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

03056, Україна, м. Київ, пр-т Перемоги, 37

margo.berkut.00@gmail.com

Програма прискореного розвитку добування газу та нафти при одночасній економії паливно-енергетичних ресурсів надає високі вимоги до обладнання, що експлуатується на газонафтових промислах та газоперекачуючих компресорних станціях [1].

Висока продуктивність, надійність, довговічність, теплова економічність та екологічність газоперекачуючих агрегатів (ГПА) залежить від чистоти газо-повітряного тракту проточної частини осьових компресорів. Забруднення їхніх елементів призводить до значних втрат потужності та ККД газотурбінних установок (ГТУ).

Утворення відкладень на елементах ГТУ починається з появи на лопатках смолистої плівки, яка з'являється при високотемпературному окисненні продуктів горіння палива та конденсації продуктів окиснення газів [2]. Кількість відкладень та їхній тип визначається рядом факторів: точкою роси парових мікродомішок, температурою поверхні лопаток, чистотою газу та повітря.

Відкладення на лопатках турбін умовно діляться на три головні типи:

- зольні сухі, що відрізняються високою шорсткістю;
- сажисті маслоподібні;
- тверді пористі, що утворюються внаслідок вигорання відкладень другого типу.

Забруднення елементів газоповітряного тракту ГТУ прискорює протікання корозійних та ерозійних процесів, що сприяє руйнуванню лопаток компресорів і турбін та різкому зниженню строків їх експлуатації. Зменшення негативного впливу забруднень ГТУ забезпечується попередженням утворення відкладень або очисткою забруднених поверхонь. Повне попередження відкладень неможливе, тому другий напрям розвитку технологій є дуже важливим.

Серед різноманіття розроблених способів очистки твердих поверхонь від забруднень найбільш ефективними є фізико-хімічні. В їх основі лежать процеси руйнування забруднень під дією розчинів технічних мийних засобів (ТМЗ) з послідовним флоатційним відокремленням твердої фази [3-5].

Головним у фізико-хімічному методі очистки обладнання є використання ефективних ТМЗ, які характеризуються високою мийною здатністю при низькому вмісті інгредієнтів та екологічною безпечністю. Рішення цих проблем досягається шляхом уведення в ТМЗ компонентів поліфункціональної дії, які одночасно забезпечують диспергуючі, емульгуючі, флоатційні, антикорозійні властивості з помірним піноутворенням [6]. Вибір інгредієнтів залежить від типу забруднень на елементах ГТУ.

Склад забруднень вивчався з використанням широкого спектру фізико-хімічних методів (спектральний, рентгено-флуоресцентний, рентгено-структурним, атомно-абсорбційний, полум'яної фотометрії, термогравіметричний, електронно-парамагнітного резонансу, електронної спектроскопії, ядерно-магнітного резонансу, метод поляризаційного опору). Було встановлено, що переважним катіоном забруднень є Fe (III), який у кисло-лужних умовах експлуатації ТМЗ призводить до повторного утворення відкладень [7].

З екологічних позицій найбільш перспективним є розробка безвідходних чи маловідходних систем очистки поверхонь, які є також економічно вигідними за умови комплексного рішення цих задач на стадіях розробки та застосування мийних засобів.

Нами розглянута можливість розробки екологічно безпечного низькотемпературного ТМЗ на основі композицій N-метилпірролідона (N-МП), моноетаноламіна (МЕА), ефірів гідроксоетилцелюлози з різною довжиною вуглеводневого зв'язку [2].

Для встановлення взаємодії цих інгредієнтів з елементами відкладень спектрофотометрично досліджені водні системи «Fe (III) – інгредієнт ТМЗ»: подвійних [Fe (III) – N-МП], [Fe (III) – C_i], [Fe (III) – МЕА]; потрійних [Fe (III) – N-МП – МЕА], [Fe (III) – N-МП – C_i], [Fe (III) – C_i – МЕА] та системи з чотирьох компонентів [Fe (III) – N-МП – C_i – МЕА].

Результати спектрофотометричних досліджень дозволили встановити утворення безбарвних комплексів сполук та оптимальні концентрації та кисло-лужні умови зв'язування іонів Fe (III) у ці сполуки.

Математична обробка результатів залежностей $A = f([Lig])$ засвідчила ступеневе комплексоутворення в подвійних досліджених системах та утворення простих сполук у системах з трьох та чотирьох елементів $[Me] : [Lig_1] : [Lig_2] = 1 : 1 : 1$, $[Me] : [Lig_1] : [Lig_2] : [Lig_3] = 1 : 1 : 1 : 1$.

Для запобігання корозійного впливу ТМЗ на матеріал обладнання важливим є вивчення впливу інгредієнтів ТМЗ на його корозійну активність. Результати досліджень розроблених ТМЗ методом поляризаційного опору показали, що вони відрізняються високою корозійною стійкістю, швидкість корозії складала $(4,5-5,21) \cdot 10^{-5}$ мм/рік.

Отже, розроблені ефективні технічні мийні засоби, які не впливають на здоров'я людини та стан довкілля, що забезпечується попередженням процесів ресорбції та зменшенням загального солемісту.

Література

1. Варламов Г.Б. Теплоенергетичні установки та екологічні аспекти виробництва енергії. – К.: Видавництво «Політехніка», 2003. – 232 с.
2. Межерницкий А.Д. Агрегати системи турбонадува судовых двигателей. – Л.: Судостроение, 1986. – 248 с.
3. Патент 2280070 Моющие средства для очистки металлической поверхности/ Любомиров А.В. (RU). – Заявл. 15.02.2006. Опубл. 10.03.2006
4. Патент 4500445. Corosion ingibiting composition. Brownawell Darell W. (США). – Заявл. 05.09.2006. Опубл. 13.03.2007
5. Прокофьева Г.Н. О разработке моющей композиции для очистки осевых компрессоров газотурбинных агрегатов от аэрозольных отложений // труды всесоюзной конференции «Газотурбинные и комбинированные установки». – М. – 1987. – с. 196
6. Абрамзон А.А. Поверхностно-активные вещества. Л.:Химия, 1981. – 304 с.
7. Юинг Г. Инструментальные методы химического анализа. М.: Мир, 1989. – 608 с.

ВИКОРИСТАННЯ ПРОЦЕСУ БІОДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ПРИ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД НА ПІДПРИЄМСТВАХ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

Пукало О.М.

Науковий керівник Козар М.Ю.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, olgapukalo74@gmail.com

Однією з провідних галузей промисловості України є виробництво харчових продуктів та напоїв. Ця галузь характеризується високим рівнем споживання води і утворенням великої кількості сильно забруднених багатокомпонентних стічних вод, які погано піддаються деструкції. Метанове збродження в анаеробних реакторах є важливим етапом технології біологічної очистки стічної води. На сьогодні це найбільш перспективний, з екологічної та енергетичної точки зору, метод очищення стоків.

При метаногенезі деструкція органічних речовин проходить декілька етапів, в яких вуглецеві зв'язки поступово руйнуються під дією різних груп мікроорганізмів. Також для протікання процесу метанового бродіння важливими є такі параметри: анаеробні умови в метантенку, рН середовища, температура, якість та склад сировини, інгібітори, технологічний час циклу бродіння, рівномірна подача субстрату, інтенсивність перемішування.

Для інтенсифікації процесу біорозкладу субстрату найбільш доцільно використовувати метантенк з безперервною подачею сировини. Метанопродукуючі бактерії найкраще пристосовані для існування в нейтральних умовах, тому оптимальне значення рН середовища становить 6,8-7,4 [1]. Завдяки буферним властивостям субстрату, величина рН є постійним значенням.

Одним з найважливіших чинників процесу збродження органічної сировини є підтримка оптимального температурного режиму. Метанові бактерії проявляють свою життєдіяльність в

досить широких температурних межах – 0-70⁰С. Більш поширені у практичному використанні мезофільний (25-40⁰С) та термофільний (40-55⁰С) температурні режими, кожен з яких має як і свої переваги, так і недоліки.

Для високої інтенсивності метанового бродіння сировина повинна містити органічні та мінеральні поживні речовини, а саме: вуглець, азот, калій, сірку, фосфор та інші мікроелементи.

Інгібітори сповільнюють, а в деяких випадках припиняють процес анаеробного збродження. До речовин-інгібіторів належать нітрати, кисень, важкі метали, антибіотики, органічні кислоти

Перемішування вмісту метантенка здійснюється з метою рівномірного розподілу кислотності й температури в біомасі. Також в процесі перемішування видаляється кірка, яка утворюється на поверхні органічної маси, що заважає виходу біогазу. Рекомендовано перемішувати сировину кожні 4-6 годин.

Біогаз, що утворюється в результаті анаеробного очищення (біля 80% метану) [2], осушується на гравієвому фільтрі та подається в котельню заводу або спалюється на факелі [2]. Таким чином, очистка стічних вод дає можливість не тільки вирішити екологічні проблеми навколишнього середовища, а й одержати додаткову енергію (теплову і електричну) для заводу.

1. Посібник по біогазовим технологіям [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.fluid-biogas.com>
2. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. - К.: Вища школа, 2005. - 671 с.
3. Смірнова Г.М. Водовідведення і очищення стічних вод міста: Підручник / Г.М.Смірнова, С.М.Епоян, І.В.Корінько та ін. – Харків: Каравела, 2003. – 144 с.

ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД СУДНОРЕМОНТНОГО ЗАВОДУ

Ревіна Ю.О., Саблій Л.А.

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

julianasail999@gmail.com

Сфера очищення стічних вод сьогодні стала одним із головних питань людства. Загалом на стан Світового океану можуть впливати викиди фабрик, заводів, підприємств. Проте, особливо специфічним та складним спектром забруднень володіють судноремонтні заводи. На території України такі підприємства сконцентровані в більшості на півночі: Херсонський державний завод «Палада», Кілійський суднобудівно-судноремонтний завод (м. Кілія), Миколаївський суднобудівний завод «Океан», Азовський судноремонтний завод (м. Маріуполь), Судноверф «Україна» (м. Одеса), Ізмаїльський судноремонтний завод (м. Ізмаїл), Іллічівський судноремонтний завод (м. Чорноморськ) та багато подібних прибережних заводів. Також у Київській області є декілька судноремонтних підприємств, таких як UMS Boat (м. Київ), Завод «Кузня на Рибальському» (м. Київ), Київський суднобудівно-судноремонтний завод. З переліку заводів можна оцінити масштаби екологічної небезпеки, яку вони спричиняють для оточуючих водойм та прибережних зон.

Завдяки функціонуванню вищенаведених підприємств судноремонту та суднобудування у гідросферу надходять такі види шкідливих речовин: ацетон, ксилол, толуол; засоби для

хімічної чистки на підприємстві; смоли, свинець, оксид цинку, амоній, цинковий пил; аміни, полімери смол, захисні фарби, нафта та нафтопродукти [1].

При відведенні стічних вод таких підприємств на міські очисні споруди біологічного очищення потрібне застосування методів попереднього очищення, виділення речовин, які можуть зашкодити мікроорганізмам активного мулу. Особливу проблему створює наявність у стічних водах нафтопродуктів, тому потрібне очищення стічних вод від таких речовин.

Показники забруднень стічних вод судноремонтних заводів в Україні коливаються в таких межах: завислі речовини – 340-650 г/дм³; БСК₅ - 300-650 г/дм³; концентрація нафтопродуктів – 500 г/дм³ [2].

Стічні води судноремонтних заводів – суміш виробничих та господарсько-побутових стічних вод. Для очищення виробничих стічних вод запропоновано наступні методи.

Метод ФТМ (фізико-термічний метод) включає в себе дві складові: фізичну – аерація і флотація, термічну – нагрів в теплообмінниках та обробка у реакторі. Флотація дає змогу з мінімальними витратами видалити близько 70 % завислих речовин та знизити концентрацію нафтопродуктів. На поверхні флотатора утворюється шар шламу, який відводиться на утилізацію, очищена вода прямує на термічну стадію очищення. На даній стадії органічні речовини, які містяться в стічних водах, повністю окиснюються киснем за високої температури (близько 150-200 °С) та при тиску 1-2,5 МПа до нетоксичних сполук [3].

Інший метод ґрунтується на поєднанні процесів флотації і флокуляції. Для кращого очищення додають флокулянт на основі поліакриламід. За допомогою флотації видаляються завислі речовини, лакофарбові вироби, масла, нафтопродукти.

Як метод глибокого очищення стічної води від нафтопродуктів пропонується технологія біорекультивачії, яка ґрунтується на використанні мікроорганізмів – деструкторів нафтопродуктів. У 2003 році науковці з Північного Каспію виділили бактеріальний штам *Phyllobacterium myrcinacearum*. Лабораторні дослідження показали, що при застосуванні біомаси штаму *Phyllobacterium myrcinacearum* як деструктора нафтових вуглеводнів, ефективність очищення стоків від нафтопродуктів становила 54,5-96,0 %, при тому, що у ході досліджень забрудненої води на вході вміст нафтопродуктів становив від 2 до 347 мкг/дм³ [4, 5]. Штам виділено із солоних вод, мікроорганізми мають високу деструктивну активність по відношенню до нафтових вуглеводнів [6].

Також, ряд дослідників пропонує для стічних вод судноремонтних підприємств такі методи очищення, як електрофлотація, ультрафільтрація, електромагнітне фільтрування, очищення на фільтрах-сепараторах [7, 8].

Проаналізувавши вище розглянуті варіанти очистки стічних вод судноремонтних заводів, очевидна складність їх реалізації, апаратурного оформлення, затратність. Для попереднього очищення стічних вод заводів такого типу рекомендовано використовувати фізико-хімічні методи очистки. На даний час стічним водам даного характеру не приділено багато уваги, попри те, що такі стоки є одними з найнебезпечніших для людства.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Green Shipbuilding and Recycling: Issues and Challenges / Aevelina Rahman and Md. Mashud Karim // International Journal of Environmental Science and Development, Vol. 6, No. 11, November 2015.—P. 838–842.
2. Статистический ежегодник Дунайской комиссии, – 2012.
3. Дарменко А. В. Физико-термическая обработка сточных вод объектов морских технологий : дис. канд. техн. наук : 05.08.05 / Дарменко А. В.. – Владивосток, 1998.
4. Куликова И. Ю. Микроорганизмы в процессе самоочищения шельфовых вод Северного Каспия от нефтяного загрязнения : автореф. дис. на соискание наук. ступеня канд. биол. наук : спец. 03.00.18 «Гидробиология» / Куликова И. Ю. – М., 2004. – 24 с.

5. Куликова И. Ю. Угледородокисляющая активность штамма *Phyllobacterium myrsinacearum* [Электронный ресурс] / И. Ю. Куликова // Электронный журнал «Исследовано в России». – 2006. – Режим доступа к ресурсу: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2006/179.pdf>.

6. Психротолерантные штаммы-нефтедеструкторы для биоремедиации почв и водной среды / [И. С. Андреева, Е. К. Емельянова, С. Н. Загребельный и др.] // Биотехнология. – 2006. – № 1. – С. 43–52.

7. Колесников В.А., Ильин В.И., Капустин Ю.И. и др. Электрофлотационная технология очистки сточных вод промышленных предприятий. - М., Химия, 2007. - 304 с.

8. Ільїн В. І. Інноваційні електрофлотаційні технології і обладнання для підвищення ефективності і надійності роботи очисних споруд / В. І. Ільїн // Екологія і промисловість Росії – травень 2008. – с. 4-7.

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ІОНООБМІННОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД НІТРАТІВ ПРИ ВИКОРИСТАННІ ВИСОКООСНОВНОГО АНІОНІТУ АВ-17-8

Рогожин Є.В.

Науковий керівник: к.т.н. Трус І.М., д.т.н., проф. Гомеля М.Д.

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

пр. Перемоги, 37, Київ-56, 03056

e-mail: kruger092@gmail.com

Внаслідок антропогенного впливу значна кількість водойм має високий рівень мінералізації. В промислових регіонах населення споживає воду з досить високим рівнем солей. Найбільшими забруднювачами водних об'єктів басейну р. Дніпро, яка є головним джерелом водопостачання, є: чорна та кольорова металургія; коксохімічне виробництво; важке, енергетичне, транспортне машинобудування; комунальне господарство; сільське господарство; атмосферні опади. Однією з досить серйозних проблем, що потребують негайного вирішення є забруднення води нітратами внаслідок як антропогенних, так і природних чинників. Актуальність цієї проблеми полягає в тому, що значні концентрації нітратів призводять до посилення евтрофікації водойм, що завдає значної шкоди існуючим екосистемам.

Іонний обмін широко розповсюджений при знесоленні в процесах водопідготовки [1]. Метод дозволяє рекуперувати цінні речовини при високому ступені очищення води. Це досить перспективний метод очищення води від нітратів, оскільки він є досить простим та недорогим способом, до якого не висуваються жорсткі умови попередньої підготовки води [2, 3]. Процеси очищення води від нітратів вивчали при використанні високоосновного аніоніту АВ-17-8 в Cl^- і SO_4^{2-} формах. Як середовище використовували модельні розчини. Розчин пропускали через аніоніт об'ємом 10 см^3 . При концентрації нітратів $3,2 \text{ мг-екв/дм}^3$ аніоніт АВ-17-8 в Cl^- формі мав повну обмінну динамічну ємність на рівні $1,027 \text{ г-екв/дм}^3$, а в SO_4^{2-} формі $0,992 \text{ г-екв/дм}^3$. Це можна пояснити вищою селективністю іоніту по сульфатах, в порівнянні з хлоридами. Ефективне вилучення нітратів з води на аніоніті не забезпечує повне вирішення задачі виділення нітратів з води з отриманням корисних продуктів. Тому при проведенні регенерації аніоніту АВ-17-8 використовували розчини хлориду амонію та хлориду калію. В процесі регенерації утворюються нітрат амонію чи калію, які можна використовувати в якості

мінеральних добрив. При проведенні регенерації аніоніту АВ-17-8, найкращі результати отримано при використанні розчинів хлоридів амонію та калію, при цьому ефективність регенерації підвищується при збільшенні концентрації регенераційних розчинів. Але надлишок хлоридів у регенераційному розчині ускладнює можливість використання таких розчинів, як мінеральних добрив.

Отже, в результаті досліджень по вилученню з води нітратів показано, що високоосновний аніоніт АВ-17-8 забезпечує ступінь вилучення нітратів на рівні 90 %. Було встановлено, що ефективність регенерації аніоніту висока при використанні розчинів хлоридів амонію та калію і зростає із підвищенням концентрації регенераційних розчинів.

Література:

1. Макаренко І.М. Іонообмінне знесолення та пом'якшення вод із підвищеними рівнями мінералізації та жорсткості / І.М. Макаренко, І.М. Трус, В.М. Грабітченко // Праці Одеського політехнічного університету. – 2014. – № 1 (43) . – С. 235-241.

2. Грабітченко В.М. Розділення сульфатів і нітратів під час іонообмінного знесолення води / В.М. Грабітченко, І.М. Трус, М.Д. Гомеля // Вісник національного технічного університету України «КПІ» Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження». – 2014. – № 2 (13). – С. 72-76.

3. Гомеля М.Д. Іонообмінне вилучення з води нітратів / М.Д. Гомеля, І.М. Трус, А.І. Петриченко, Т.О. Шаблій // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – № 59. – С. 19–24.

БІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ ІММОБІЛІЗОВАНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ

Романюк О.М., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут
імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056
olya.romaniuk17@ukr.net*

Стічні води підприємств різних галузей промисловості, а також побутові стічні води характеризуються різним складом та концентрацією органічних та неорганічних речовин. Недостатня ефективність традиційних технологій біологічного очищення стічних вод, неможливість забезпечити нормативні концентрації сполук азоту, фосфору та інших забруднюючих речовин в очищених стічних вод призвели до необхідності розробки нової технології, в якій застосовано поєднання анаеробних і аеробних процесів з використанням іммобілізованих на волокнистих носіях мікроорганізмів [1].

За запропонованою багатоступеневою анаеробно-аеробною технологією очищення стічних вод з використанням іммобілізованих мікроорганізмів на перших анаеробних стадіях відбувається розклад органічних сполук мікроорганізмами-гетеротрофами з одночасним виділенням біогазу або водню. Сірководень, що утворюється в анаеробній стадії, є сполукою, що осаджує важкі метали за їх наявності в стічній воді. Після обробки осаду можливо їх вилучення [2].

Після анаеробного біореактора стічні води надходять послідовно у аноксидні та аеробні біореактори. Для створення аноксидних умов і для масообміну на дні споруд влаштовані аератори для дрібнобульбашкової аерації, які забезпечують концентрацію розчиненого повітря близько 0,5 мг/дм³. Концентрація повітря в аеробних біореакторах – близько 2 мг/дм³. Відбувається розкладання органічних речовин, що містяться в стічній воді після анаеробного очищення, окиснення сполук азоту, анамокс-процес, в товщі біообростань – денітрифікація та ін. під дією гетеротрофних і автотрофних бактерій.

Очищені стічні води поступають у відстійники, де видаляються частинки біообростань і вільноплаваючого мулу, які виносяться з аеробного біореактора (осад). Освітлені стічні води задовольняють нормативним параметрам та можуть бути скинуті у водні об'єкти [2].

Таким чином, за використання розробленої технології утворюється у 3-5 разів менше відходів (осаду) та на 40-60% знижуються витрати електроенергії у порівнянні із класичним аеробним очищенням стічної води [3]. Використання іммобілізованих мікроорганізмів забезпечує високу концентрацію біомаси у споруді (9-20 г/ дм³), високий ступінь мінералізації утвореного осаду (зольність близько 50%), відсутність спухання мулу. На основі результатів лабораторних та виробничих досліджень анаеробно-аеробної технології розроблено методику розрахунку споруди (біореакторів), кількості волокнистого носія як для реконструкції існуючих споруд, так і для нової запроектованої. Використання даної технології одночасно з очищенням стічної води дозволяє отримати біогаз, кількість метану в якому залежить від складу стічної води. Завдяки використанню носіїв з іммобілізованими мікроорганізмами в аноксидних і аеробних біореакторах досягається висока окисна потужність, що дозволяє зменшити їх розміри в 5-10 разів, а також енерговитрати на аерацію порівняно з класичними аеротенками. Компактність біореакторів дає змогу зменшити площу споруд, порівняно з класичними спорудами, і знизити витрати на їх будівництво.

1. *Саблій Л. А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук / Л. А. Саблій – Київ, 2011. – 40 с.*
2. *Жмур Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. - М.: АКВАРОС, 2003. - 512 с.*
3. *Бактериальный мультисенсор для определения содержания тяжелых металлов в воде / Т.Г. Грузина, А.М. Задорожня, Г.А. Гутник, В.В. Вембер, З.Р. Ульберг, Н.И. Канюк, Н.Ф. Стародуб // Химия и технология воды. — 2007. — Т. 29, № 1. — С. 87-92.*

ВИЛУЧЕННЯ ЗАЛІЗА АДСОРБЦІЙНИМ МЕТОДОМ

Руденко В.Г., Ткачук О.О., Іваненко І.М.

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»,

хіміко-технологічний факультет,

м. Київ, пр. Перемоги 37, корпус 4

veronika.rudenko.98@gmail.com, irinaivanenko@hotmail.com

Сполуки заліза є одними з найбільш поширених домішок, що зустрічаються як у природних, так і в стічних водах, які утворюються в результаті різного роду технологічних

процесів. Високий вміст заліза у воді шкодить сантехнічному обладнанню, побутовій техніці тощо. Воно значно погіршує органолептичні показники води. Така вода має неприємні колір, запах і смак.

Перевищення норми заліза у воді може викликати алергічні реакції, а органічне залізо може призвести до виразки шлунку і дванадцятипалої кишки. Висока концентрація заліза у воді створює сприятливі умови для розвитку залізобактерій, особливо в підігрійтій воді. Продукти життєдіяльності залізобактерій є канцерогенами.

У зв'язку із цим, розробка нових та вдосконалення існуючих методів видалення заліза з природних і стічних вод є актуальною практичною задачею. І отримання нових високо ефективних адсорбційних матеріалів – є одним із можливих вирішень цієї задачі.

Метою даної роботи був синтез композитного адсорбенту з магнітними властивостями на основі активного вугілля та дослідження його адсорбційної активності по відношенню до катіонів Fe^{3+} .

Для дослідження було обране активне вугілля марки Norit SAE Super, яке попередньо окиснювалось концентрованою нітратною кислотою, а потім модифікувалось нікелем для надання магнітних властивостей.

Адсорбційні дослідження проводились в статичних умовах. В якості модельного розчину використовувався розчин $Fe(NH_4)(SO_4)_2$ з концентрацією йонів Fe^{3+} 0,4 г/л, до 100 см³ якого додавали 1 г досліджуваного композитного зразка. Початкову та поточну концентрації Fe^{3+} встановлювали фотоколориметричним методом. Для цього йони Fe^{3+} зв'язували у забарвлений сульфосаліциловий комплекс за допомогою 5% розчину сульфосаліцилової кислоти. Виміри оптичної густини проводили при довжині хвилі 504 нм. За калібрувальним графіком знаходили рівноважну концентрацію Fe^{3+} . За цими даними розраховували величину питомої адсорбції (Γ , мг/г) та ступінь адсорбції (A , %). Результати цього дослідження представлені на Рисунку 1.

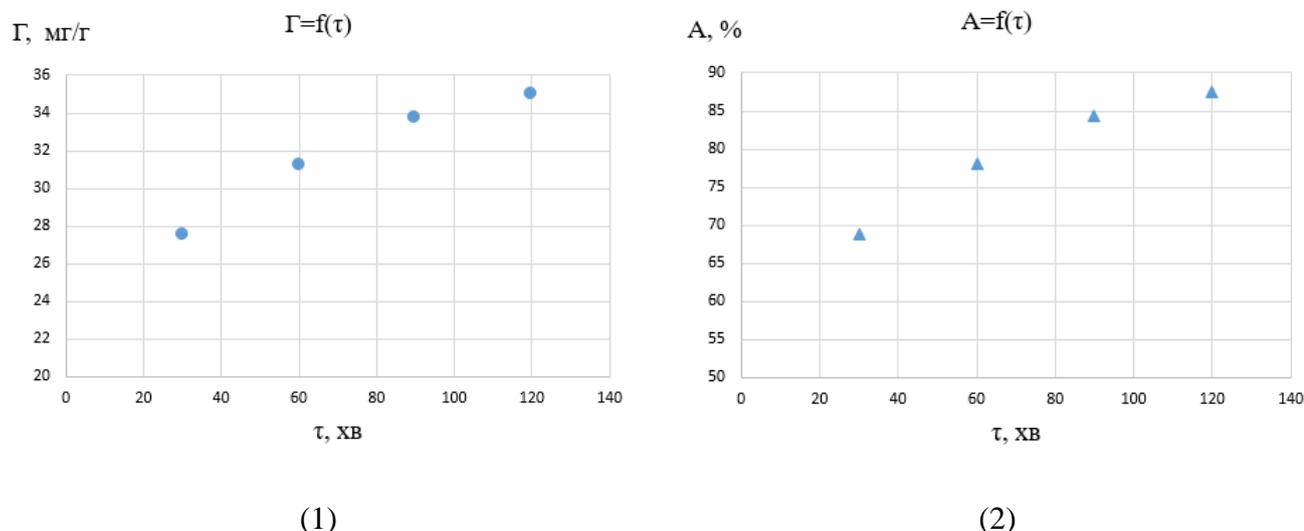


Рисунок 1 – Питома адсорбція (1) та ступінь адсорбції (2) йонів Fe^{3+} досліджуваними зразками.

Отриманні експериментальні дані свідчать про те, що синтезований композит володіє високою адсорбційною здатністю по відношенню до іонів заліза. Перспективою даного дослідження буде вивчення адсорбційних властивостей даного композиту по відношенню до інших катіонів та пошук нових способів модифікації поверхні активного вугілля з метою підвищення його адсорбційної активності по відношенню до полютантів різного генезису.

БЕЗПРЕЦЕДЕНТНІСТЬ ВЛАДИ: НЕГАТИВНА ЛАНКА ЗБЕРЕЖЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

*Саблій Лариса Андріївна, д.т.н., професор
Тірон-Воробйова Наталія Борисівна, к.т.н., доцент
Данілян Анатолій Григорович, старший викладач
Романовська Ольга Романівна, старший викладач*

*КПІ ім. Ігоря Сікорського, Україна, м. Київ, larisasabliy@ukr.net
Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія», Україна, м.
Ізмаїл, natasha_vorobyova@list.ru*

Всьому світові відомо, як безпрецедентно, безперешкодно, з кожним днем людство втрачає живе. Під останнім розуміємо природні ресурси: незмінні чинники продовження та забезпечення життєдіяльності людей; безпеки, тривалості, чисельності, життєздатності. Спираючись на легке користування природними ресурсами, людство досить обмежено ставиться до впровадження певних чинних законів щодо захисту природних ресурсів, навколишнього середовища. Саме з останнім пов'язано впровадження нового Закону (прийнято Верховною Радою України) - про безперешкодний доступ громадян до водойм. З одного боку, це досить приваблива перспектива, адже людство тепер взагалі не обмежено нічим; безперобійно громадянам дозволено користуватися ресурсами річок, водойм, островів.

Так, дійсно, це досить привабливо, але, й водночас критично. Хіба це унеможливило погане ставлення до природних ресурсів, збереження живого (наголошення - водні ресурси - неорганічні речовини (вода) природного походження)? Звичайно, ні. Це ще більше спонукає людство до знешкодження остаточних ресурсів, які роками оберігалися, накопичувалися, впроваджувалися. Хіба що влада закриває очі на впроваджені ноу-хау. Адже орендарі, якщо підуть всупереч такому законові, будуть обмежені користуванням землями прибережних захисних смуг. Тільки-но уявіть, що тепер сучасне суспільство взагалі не буде обмежено до користування водоймами узбереж'я та незаконне перетинання раніше закритих пляжів.

Стосовно цього питання, висновок лише єдиний - це ще більше загострить плацдарм екологічної політики та природокористування. Як відомо, вже живе колись народжується, але й в багатьох випадках, наносить безперобійну шкоду природним ресурсам, видозмінюючись, розповсюджуючись, вбираючи в себе негативні чинники. Це стосується тих самих живих організмів, які довготривало знаходяться в природних водоймах, «приживаються», стають дещо шкідливо-негативними для інших, так би мовити, «нативних» істот - переселенці-інвазії. Тим більше, із прийняттям такого «сучасного» Закону, екологічна ситуація прибережних зон, захисних смуг, на наш погляд, ще більше ускладниться. Сучасна людина з кожним днем все сприйматиме лише на папері. Дієві кроки попереду. Але найгірше те, що Законом передбачено адміністративні штрафи за невиконання законодавства.

Тим більше, саме Держводагенство активно долучалося до роботи над цим проектом. Всім екологам відомо, як досить тяжко «відризнити» зараз оту саму чисту воду від «мутної» (вислови нардепів). Ще невідомо, які тяжкі наслідки можуть бути в зв'язку з прийняттям подібних законодавчих рішень. Тільки вдумайтесь: було гірко, стане ще гірше: все відкрито для того, щоб сприяти навмисному руйнуванню живого - знищенню. Вже багато десятиліть людство бореться за збереження (особливо, екологи, екологічні служби), але влада прагне, можливо й до відкритого діалогу з суспільством - відкриваючи всі шляхи до раніше закритих (жодна огорожа не перешкоджатиме доступу до пляжних зон), та й все ж таки, тільки уявіть, що буде з нами через рік, два, спираючись на цей різноманітний людський менталітет. Це величезна проблематика повинна бути вирішена громадою, а не окремо стоячою людиною. На

рівні сучасного суспільства, сприйманням ним всіх «безжалісних» обставин, особливо, наголошення на збереження водних ресурсів, бо, як відомо, вода - це один з найважливіших провідників не тільки для втамування спраги, але й для підтримання всіх життєво важливих функцій організму. Водночас, вода - прямий провідник мільйонів морських суден, які перетинають світові кордони.

УДК 628.355.2

ЗАСТОСУВАННЯ БІОРЕАКТОРА З *LEMNA MINOR* ДЛЯ ДООЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД СОЛОДОВОГО ЗАВОДУ ВІД НІТРАТІВ І СПОЛУК ФЕРУМУ

Саблій Л. А., д.т.н., професор; Коренчук М. С., аспірант

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ;

korenchukmykola@gmail.com

Діяльність промислових підприємств харчової промисловості, зокрема солодових виробництв, включає технологічні процеси промивки і обробки сировини, в результаті яких утворюються стічні води, що містять завислі домішки, розчинені органічні речовини, сполуки азоту й фосфору, іони важких металів, зокрема феруму, солі та ін. у концентраціях, які перевищують норми, і тому потребують належного очищення перед відведенням у природну водойму.

Метою даної роботи є визначення раціональних параметрів очищення стічних вод солодового заводу від сполук феруму та нітратів у проточному експериментальному біореакторі із застосуванням ряскових: кількості біомаси та тривалості процесу для забезпечення високого ефекту очищення стічних вод.

Дослідження проводили на діючих очисних спорудах солодового заводу в період травень-липень 2019 року. Існуюча технологія очищення стічних вод включає етапи механічного очищення на барабанних ситах, усереднення, відстоювання, біологічне очищення в аеротенках без регенерації активного мулу і знезараження розчином гіпохлориту натрію. Характеристику стічних вод наведено у таблиці.

Середні фізико-хімічні показники складу стічних вод в період досліджень

	T, °C	pH	XCK, мг/дм ³	ZP, мг/дм ³	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Fe _{заг} , мг/дм ³
1	30	6,8	2850	290	32,0	0,080	-	62,0	122	2,2
2	24	7,0	115	24	1,5	0,020	30	10,0	34	1

Примітка: 1 – на вході в очисні споруди; 2 – перед установкою; - - не визначали

Експериментальний біореактор коридорного типу з ряскою *Lemna minor* був встановлений перед етапом знезараження і працював у режимі витиснення. Його корисний об'єм становив 226 дм³; площа водного дзеркала 140 дм²; висота води – 18 см, сумарна довжина коридорів біореактора – 5,6 м. Ряска була розподілена по всій поверхні водного дзеркала біореактора. В 1 з 4 коридорів біореактора встановлено 12 касет з волокнистим носієм ВІЯ. Попередньо на носіях була нарощена біоплівка в результаті контакту з активним мулом. В

біореакторі застосовувались природні фактори освітлення та розчинення кисню. В ході дослідження змінювали витрату стічних вод з 20 дм³/год до 75 дм³/год, змінюючи таким чином тривалість процесу очищення від 3 до 12 год, відповідно. Також змінювали кількість біомаси ряски від 8 до 25 г/дм³. Концентрації заліза загального на виході з біореактора становили 0,7-0,9 мг/дм³, нітратів – 12 мг/дм³. При цьому ефект очищення стічних вод від феруму загального досягає 40%, нітратів – до 60% за концентрацій забруднень у стічній воді: Fe_{зар.} – 1,0-1,4 мг/дм³, NO₃⁻ – 18-50 мг/дм³.

В результаті аналізу отриманих даних встановлено раціональну тривалість процесу очищення стічних вод 8 год при величині біомаси *Letna minor* не більше 12 г/дм³. Отже, проведені на виробничій установці біореакторів дослідження на очисних спорудах Славутського солодового заводу дозволили отримати очищені від сполук заліза і нітратів стічні води, які задовольняють нормативним вимогам, що покращить екологічну обстановку регіону.

УДК 628.355.2

ЗАСТОСУВАННЯ АЕРАЦІЙНО-ОКИСНЮВАЛЬНОЇ УСТАНОВКИ РОТОРНОГО ТИПУ ДЛЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Саблій Л. А.¹, д.т.н., професор; Ободович О. М.², д.т.н., с.н.с; Сидоренко В. В.², к.т.н.;
Коренчук М. С.¹, аспірант

¹Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ;

²Інститут технічної теплофізики НАН України, м. Київ

nikoleagle0@gmail.com

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. Одним з прикладів може бути використання гідромеханічних систем аерації. Відомо, що такі системи аерації мають менші питомі енерговитрати порівняно з пневматичними.

Метою дослідження є встановлення величини концентрації розчиненого O₂ у стічній воді при використанні аераційно-окиснювальної установки роторного типу в процесі аеробного біологічного очищення стічних вод з активним мулом.

Дослідження проводили на базі дослідної аераційно-окиснювальної установки роторного типу в Інституті технічної теплофізики НАНУ. Висока енергоефективність аерації 10,9 кгO₂/(кВт·год) в установці, порівняно з пневматичними системами аерації – 0.63 кгO₂/(м³·год), дозволяє знизити споживання електричної енергії, яка становить близько 60% витрат на очищення стічних вод [1-3]. В установку вносили мулову суміш об'ємом 30 дм³ з концентрацією мулу 2,5 г/дм³, що отримували розведенням активного мулу стічною водою в апараті перед початком дослідів. Показник ХСК мулової суміші становив 200 мгO₂/дм³. Активний мул був відібраний з мулової камери після вторинних відстійників Бортницької станції аерації м. Києва. Показники активного мулу становили: за сухою речовиною – 8,75 г/дм³; за об'ємом – 880 см³/дм³; муловий індекс – 110 см³/г. Стічні води відібрали після первинних відстійників Бортницької станції аерації. Тривалість обробки становила від 1 до 4 годин. Найнижчий показник ХСК очищеної води становив 160 мгO₂/дм³, який був досягнутий

через 2 години. Концентрація розчиненого кисню в усіх пробах була не менше $8,2 \text{ мг/дм}^3$, що значно перевищує необхідні $1,5\text{-}2,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ для аеробного біологічного очищення стічних вод.

Отже, установка забезпечує високі концентрації розчиненого кисню в муловій суміші та її перемішування в аеробному біологічному процесі очищення стічних вод з використанням активного мулу. Подальше визначення максимальної продуктивності установки, за якої концентрація розчиненого кисню буде не нижче $1,5\text{-}2,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ є предметом подальшого дослідження.

1. Dolinskiy A. A., Obodovich A. N., Sydorenko V. V. Intensification of aeration and mass transfer in wastewater treatment by discrete-pulse energy input. *Thermophysics and Aeromechanics*. 2018. Вип. 25, № 4. С. 623–630.
2. Obodovych O. M. Application of aeration-oxidative jet-looped setup for biological wastewater treatment. *Biotechnologia Acta*. 2018. Вип. 11, № 2. С. 57–63.
3. Ободович О. М., Саблій Л. А., Сидоренко В. В., Коренчук М. С. Нове тепломасообмінне обладнання для інтенсифікації процесу біологічного очищення стічних вод. 2017, Вип №3. С.36-43.

ТЕХНІЧНІ РІШЕННЯ ЩОДО ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Саблій Л.А.¹, Ободович О.М.², Сидоренко В.В.²

¹ Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, e-mail: larisasabliy@ukr.net

² Інститут технічної теплофізики НАН України, Україна, м. Київ, e-mail: tdsittf@ukr.net

Дедалі частіше для потреб населення та промисловості використовується вода з підземних джерел. Головним недоліком підземної води є наявність в ній розчиненого заліза та низки інших неорганічних сполук. Найбільш раціональним та екологічним способом очищення води від цих елементів є аерація. Серед альтернативних пристроїв, що можуть бути застосовані в якості аераторів розглянуто роторно-пульсаційні апарати, які в загальному випадку складаються з коаксіально розміщених перфорованих ротора (-ів) та статора (-ів) та зазвичай застосовується для інтенсифікації диспергування, розчинення, перемішування рідких середовищ. Дослідження, виконані на пілотній установці показали високу ефективність роторно-пульсаційних апаратів в якості аераторів та окислювачів [1,2].

Метою роботи було створення дослідно-промислової аераційно-окислювальної установки роторного типу, яка призначена для очищення води від заліза, марганцю, сірководню, карбон діоксиду, продуктивністю $20\text{-}40 \text{ м}^3/\text{год}$.

Установка складається з приймального бункера, нижня частина якого з'єднана з роторно-пульсаційним апаратом. Роторно-пульсаційний апарат складається з корпусу та роторно-пульсаційного вузла, що включає в себе внутрішній ротор з лопатями та статор. В роторі та статорі передбачено по 60 співвісних циліндричних отворів.

Особливістю конструкції статора є змінний переріз кожного отвору по довжині каналу з меншого на більший, що забезпечує різку зміну тиску в каналі. Така конструкція дозволяє проводити дослідження по вивченню процесу гідродинамічної кавітації в рідких гетерогенних середовищах та її вплив на їх фізико-хімічні властивості.

Особливістю установки є наявність двох ежекторних вузлів, одного на вході роторно-пульсаційного апарата, іншого – на виході. Завдяки насосному ефекту, що його створюють

лопаті ротора, повітря з атмосфери через ежекторний вузол відсмоктується до вхідного патрубку роторно-пульсаційного апарата.

Для затримання осаду гідроксиду заліза, що утворився в роторно-пульсаційному апараті шляхом окислення розчиненого заліза киснем повітря установку доповнено фільтруючої системи ECOSOFT® FP з двошаровим заповненням з кварцового піску AQUAQUARTZ-A9® Plus та кліноптіоліту Filter-Ag Plus®. Очищена вода після фільтру насосом перекачується в збірник очищеної води.

Висновки

Створено дослідно-промислову аераційно-окислювальну установку роторного типу, яка призначена для очищення води від заліза, марганцю, сірководню, карбон діоксиду, продуктивністю 20-40 м³/год. Виробничі випробування довели, що для окиснення розчиненого заліза в діапазоні значень 0,5-5 мг/л достатньо одного проходу води, що очищується, крізь роторно-пульсаційний вузол.

1. A.N. Obodovich, and V.V. Sydorenko Assessment of the efficiency of oxygen absorption in rotor-pulsating apparatus . 2018. Acta Periodica Technologica Issue 49, P. 117-125.
2. Долінський А.А. Ободович О.М., Сидоренко В.В., Гусятинська Н.А. Реалії сьогодення та перспективи майбутнього підготовки питної і технологічної води. 2018. Наукові праці НУХТ. т.24, №2. С. 247-255.

УДК 628.35

ВИБІР ЕФЕКТИВНИХ НОСІЇВ ДЛЯ ІММОБІЛІЗАЦІЇ МІКРООРГАНІЗМІВ ДЛЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Саблій Л.А.¹, Бунчак О.М.², Жукова В.С.¹

¹Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», larisasabliy@ukr.net

²ТзОВ «Світ шкіри»

Зростання ефективності роботи споруд біологічного очищення стічних вод поруч із зменшенням енерговитрат на реалізацію процесу нерозривно пов'язані із збільшенням біомаси активного мулу у біореакторах, що можна здійснити при використанні в об'ємі споруд носіїв з іммобілізованими мікроорганізмами. Пошук ефективних і якісних носіїв, придатних до біообростання та утримування мікроорганізмів на поверхні протягом необхідного для біологічного процесу очищення стічних вод часу, є проблемою. Крім того, носій повинен бути легким, стійким до дії води й мікроорганізмів, мати велику площу активної поверхні та бути індустріальним у виготовленні, у будівництві та монтажі в біореакторах.

Метою роботи є встановлення можливості і ефективності іммобілізації біомаси мікроорганізмів на носіях різного виду для використання у процесах біологічного очищення стічних вод (СВ).

При використанні інертних носіїв для біологічного очищення стічних вод спосіб іммобілізації мікроорганізмів та нарощування їх біомаси на поверхні носія має бути максимально простим, дешевим і водночас ефективним - забезпечувати утримання великої кількості мікроорганізмів в біореакторі за умов зміни складу й концентрації забруднюючих

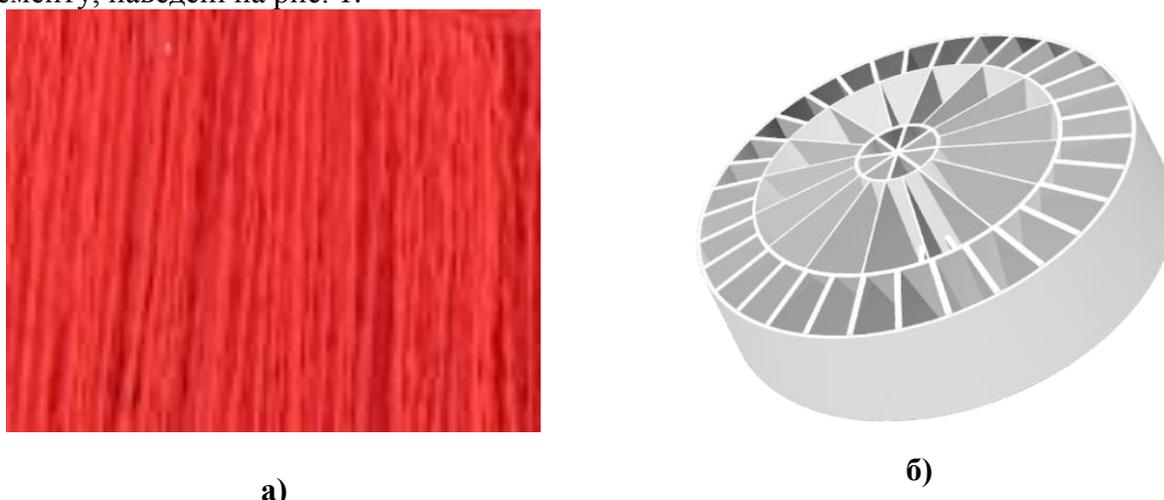
речовин в СВ, гідравлічного режиму споруди. Цим вимогам задовольняє іммобілізація мікроорганізмів шляхом адгезії на поверхні носія, ефективність якої буде напряму залежати від величини площі активної поверхні носія. Чим більше розвинена площа поверхні, тим більшу кількість біомаси мікроорганізмів можна закріпити на ній і, відповідно, тим більше буде досягнуто ступінь вилучення органічних забруднюючих речовин із СВ – зростає окисна потужність біореактора, що дозволяє зменшити його розміри та експлуатаційні витрати на процес біологічного очищення (на аерацію, перемішування).

Матеріал носія для іммобілізації мікроорганізмів повинен володіти наступними характеристиками: нерозчинністю у воді; значною гідрофільністю; проникністю відносно повітря, води, ферментів, субстратів і продуктів реакції; високою хімічною і біологічною стійкістю; великою площею активної поверхні для іммобілізації мікроорганізмів; індустриальністю у виготовленні і монтажі; можливістю влаштування блочних конструкцій носія для регулювання параметрів процесу шляхом зміни числа блоків (для збільшення або зменшення площі поверхні); низькою матеріаломісткістю; можливістю використання вторинних матеріалів. Заявленим характеристикам відповідають синтетичні носії (поліетиленові, поліамідні, поліефірні і т. п.).

Одним із основних завдань носія є збільшення величини біомаси іммобілізованих мікроорганізмів в одиниці об'єму біореактора. Але просте накопичення біомаси не призводить до підвищення продуктивності та ефективності роботи споруди, оскільки процес біологічного окиснення забруднень ефективно протікає лише в тонкому поверхневому шарі біологічної плівки, утвореної на поверхні носія. Процеси постачання поживних речовин, кисню і видалення утворених газів в клітинах мікроорганізмів, закріплених в біологічній плівці, відбуваються завдяки конвекції і дифузії в поверхневому шарі цієї плівки. Дифузія ефективна тільки за товщини біоплівки 0,5-1,0 мм. Для порівняння, товщина біоплівки біофільтрів досягає 2-5 мм. При такій товщині біоплівки обмежується надходження поживних речовин і кисню в її глибинні шари, через що кількість активної біоплівки являє собою лише невелику частину з усієї наявної біомаси.

Насьогодні у системах біологічного очищення стічних вод вже використовують ряд носіїв для іммобілізації мікроорганізмів. Але відомі носії мають або недостатню поверхню для іммобілізації мікроорганізмів, або складність у монтажі, експлуатації, або низьку біологічну стійкість.

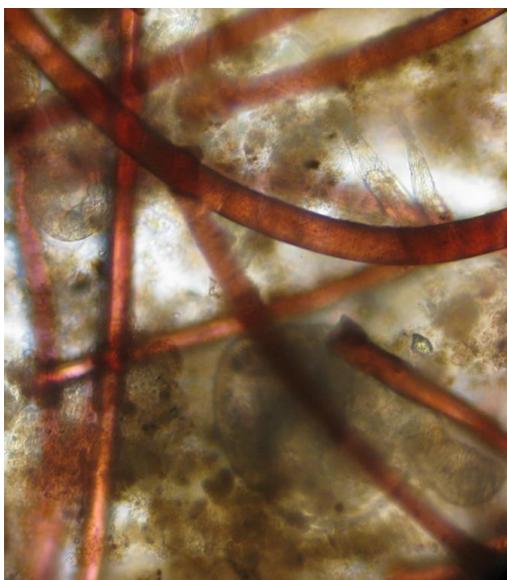
В роботі було досліджено такі види носіїв - волокнистий та у вигляді пластмасового елемента, наведені на рис. 1.



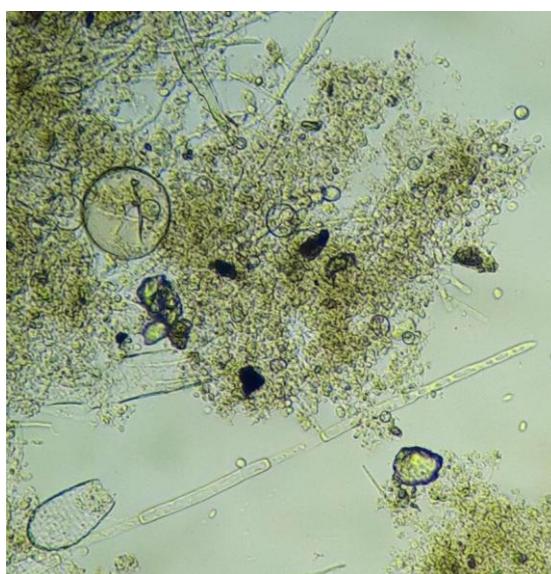
а) б)
Рис. 1. Носії для іммобілізації мікроорганізмів:
а) волокнистий; б) пластмасовий

Було встановлено, що середня товщина біоплівки іммобілізованих на волокнистому носії мікроорганізмів становить 1,5 – 3 мм. Питоме біообростання волокон – 32-38 мг/см². В результаті дослідження за допомогою оптичного мікроскопіювання біоценозу іммобілізованої на носіях біоплівки було встановлено, що при використанні волокнистих носіїв для біологічного очищення стічних вод в послідовно створених анаеробних і аеробних умовах забезпечується створення адаптованих до даних умов асоціацій гідробіонтів на різних за умовами та складом стічних вод стадіях очищення (рис. 2, а) та видалення надлишкової біомаси мікроорганізмами окремих ланок трофічного ланцюга - до 0,2-0,4 г біомаси на 1 м³ біореактора за добу.

В результаті дослідження біообростання пластмасового носія (рис. 1, б) через 24, 72 та 96 год було отримано біомасу в кількості, відповідно, - 6,6; 12,8; 14,8 г, питому біомасу 5,2; 10; 11,6 мг/см². Площа пластмасового носія – 1280 см². Відмічено велику різноманітність видів бактерій. Зустрічається багато грибів, нитчастих форм бактерій. З найпростіших переважають джгутикові, вільноплаваючі інфузорії, раковинні корененіжки (рис. 2, б). Багатоклітинні представлені коловертками та круглими черв'яками.



а)



б)

Рис. 2. Мікрофотознімки біологічної плівки з носіїв:

а) волокнистого; б) пластмасового

Таким чином, встановлено можливість ефективного біологічного обростання волокнистого і пластмасового носіїв, визначено величину питомої біомаси та проведено мікроскопічний аналіз біоплівки на носіях. З точки зору монтажу та експлуатації, простоти виготовлення перевагу має пластмасовий носій. В обох випадках можлива економія за рахунок використання вторинних матеріалів.

СТАН І ВИКОРИСТАННЯ ЗАПАСІВ ПИТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Сердюк Вікторія Анатоліївна – аспірант кафедри екології агросфери та екологічного контролю

*Максін Віктор Іванович – науковий керівник, професор, д-р, хім. наук
Національний університет біоресурсів і природокористування України, Україна,
м. Київ, SadovskaV@ukr.net*

У 2015-2019 роках спостерігаються найбільші кліматичні аномалії – підвищення середньої річної температури на 0,95 °С. За інформацією Міжурядової групи експертів з питань зміни клімату (МГЕЗК), у XXI столітті середня температура поверхні Землі може підвищитися на величину від 1,1 до 6,4 °С. Збільшення середньої річної температури повітря більше, ніж на 4 °С призведе до масштабного дефіциту прісної води на планеті й, відповідно, – продовольства.

За даними Українського гідрометеорологічного центру середньорічна температура повітря в Україні у 2017-2018 роках збільшилася на 1,4 °С, а по Київській області на 2,1 °С, у порівнянні із нормою середньої річної температури.

Протягом 2017-2018 років у басейнах річок Київській області відмічався дефіцит опадів – випало 16-66 % річної норми. На фоні дефіциту опадів, на річках Київської області рівні води поступово спадають, а місцями водні об'єкти починають пересихати.

Подібна ситуація призводить до того, що використання води з поверхневих водних об'єктів у населених пунктах стає неможливою. У даній ситуації альтернативою по водозабезпеченню населення питною водою виступають підземні води.

Розвіданість прогнозних ресурсів підземних вод по країні незначна – 27 %. Станом на 1.01.2018 р. розвідано та затверджено ДКЗ СРСР, УкрТКЗ та ДКЗ України 664 родовища підземних вод, які включають 1394 ділянки з експлуатаційними запасами 16372,111 тис. м³/добу, у тому числі за категоріями А+В+С1 – 15425,711 тис. м³/добу, за категорією С2 – 946,400 тис. м³/добу.

Упродовж 2017 року було розвідано 43 нові ділянки родовищ підземних вод, із них 5 у Київській області. Проведена переоцінка балансових запасів на 14 ділянках – 7 ділянок знаходяться у Київській області. Загальний приріст розвіданих експлуатаційних запасів підземних вод по областям склав 41,245 тис. м³/добу.

У кількісному відношенні значна частина розвіданих експлуатаційних запасів підземних вод зосереджена в Донецькій, Київській, Луганській, Львівській, Харківській областях (понад 1,0 млн. м³/добу в кожній).

Найбільшу кількість ділянок родовищ підземних вод розвідано в Київській області – 135 ділянок, відповідно розвіданість прогнозних ресурсів Київської області (разом із м.Київ) становить 45% .

Видобуток підземних вод у 2017 році в Київській області склав 214,366 тис. м³/добу. За даними Головного управління статистики у Київській області, чисельність населення області на 01 січня 2018 року становила 1754300 осіб (без урахування м.Київ), із них 61,8% міське населення, тобто 10841574 особи, відповідно сільське населення – 6701426 осіб. За даними Головного управління статистики у Києві, в столиці проживало 2928177 особи. Відповідно видобуток води на 1 особу по Київській області із урахування м. Києва склала 45,8 л (загальна кількість населення 4682477 особи).

Найбільше використовується води на господарсько-питні потреби – 73,5 %, виробничо-технічні – 13,8%, сільськогосподарські потреби – 10,8 %, зрошення земель – 1,6%, промисловий розлив і виготовлення напоїв – 0,3%.

За даними Державної служби геології та надр України прогнози запаси питних та технічних вод в Київській області (разом із м. Київ) становлять 4215,3 тис. м³/добу, тобто видобули близько 5,1 % від прогнозних запасів.

Обсяг невикористаних прогнозних ресурсів підземних вод в Київській області сягає 4000,934 тис. м³/добу (94,9 %), що свідчить про великі потенційні можливості розширення їх використання практично по усій області, особливо для невеликих водоспоживачів з потребою в питній воді до 30-50 тис. м³/добу.

ФОСФАТАКУМУЛЮЮЧІ МІКРООРГАНІЗМИ В БІОЛОГІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ ВОДИ ВІД БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ

Симоненко Т.П., Саблій Л.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056, tanya.simonenko007@gmail.com

Ріст чисельності населення і відповідно його потреб вимагає інтенсифікації сільського господарства, зокрема використання добрив, які постачають рослинам дефіцитні біогенні елементи, такі як азот і фосфор, необхідні для їхнього посиленого росту і розвитку. Мінеральні добрива, які використовують найчастіше, мають ряд недоліків, серед яких властивість до швидкого вимивання з ґрунтів з опадами. Останнє разом зі скидом неочищених стічних вод (СВ) призводить до цвітіння водойм – особливо відчутної сьогодні екологічної проблеми. Для попередження антропогенної евтрофікації, яка є причиною біодеградації водних екосистем, ведуться розробки та впровадження технологій ефективного біологічного очищення СВ від сполук азоту і фосфору. Особлива увага приділяється видаленню вільних або органічно зв'язаних фосфатів.

Фосфор в природі є найменш доступним для мікроорганізмів елементом, оскільки знаходиться у формі складних слабо розчинних солей, а після їхнього біологічного вилугування або вимивання водою швидко залучається до клітинних структур. Поклади апатитів – сировини для виробництва мінеральних фосфорних добрив, незначні, зосереджені у невеликій кількості країн (75% у Марокко, більшість решти у Китаї та США) і близькі до вичерпання, при тому що є невідновлюваними. Тому запропоноване використання для очищення СВ мікроорганізмів, які здатні акумулювати значні кількості фосфатів, і біомаса яких може бути використана у якості біодобрив, є не лише екологічно, а й економічно необхідним [1].

Фосфати входять до складу життєвоважливих органічних речовин клітини (фосфоліпіди, нуклеотиди тощо), а також можуть накопичуватися у формі запасних неорганічних (важкорозчинні солі магнію у деяких архей, поліфосфати) та органічних (фосфоманнан – ектополісахарид дріжджів, тейхоеві кислоти грам-позитивних бактерій) сполук. Також показана можливість співсаджень фосфатів з кальцієм на слизові чохлах ціанобактерій. Деякі бактерії, виділені у групу поліфосфатакумулюючих організмів (ПАО), мають особливий тип метаболізму і використовують накопичені у клітині великі кількості поліфосфатів для отримання енергії. Саме ці бактерії відповідають за видалення переважної кількості фосфатів із СВ, виділення та ідентифікація ПАО досі активно досліджуються [1].

Розуміння процесів метаболізму ПАО є значущим для підвищення ефективності очистки СВ від фосфатів та роботи самих очисних установок [1, 2].

Для посиленого біологічного видалення фосфору з СВ (enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process) використовують чергування багатих на джерело вуглецю анаеробних та збіднених на вуглець аеробних умов у просторово розділених установках. Запропонована модель метаболізму ПАО передбачає, що за відсутності кисню ці бактерії синтезують резервні сполуки вуглецю – полі- β -гидроксиалканоати (ПГА), як наслідок реакції на стрес і підготовки до тривалої відсутності кисню. Низькомолекулярні жирні кислоти (НЖК), такі як оцтова та пропіонова, необхідні для синтезу ПГА утворюються при анаеробному розкладі органічних речовин СВ в самій установці або у попередньому реакторі. Для синтезу ПГА НЖК перетворюються на КоА-похідні за допомогою енергії гідролізу АТФ, який регенерується при перенесенні кінцевого фосфатного залишку з поліфосфату на АДФ. Відбувається виділення вивільнених фосфат-іонів у середовище. Відновлений нікотинаміддинуклеотид (НАД \cdot H+H $^+$) на синтез ПГА постачається в результаті гідролізу резервного глікогену, а також частково в результаті гліколізу та окиснення НЖК у повному або розірваному циклі трикарбонових кислот. При потраплянні ПАО в аеробні умови синтезовані ПГА підлягають процесу окиснення, а вивільнена енергія використовується для поновлення запасів поліфосфатів, глікогену та для росту і розмноження клітин. При цьому кількість поліфосфатів, що утворюється, набагато більша за кількість гідролізованих у анаеробних умовах, що забезпечує видалення з води більшої частини фосфатів [1-3].

В ході досліджень та спроб виділити ПАО з мулу очисних реакторів був ідентифікований *Candidatus Accumulibacter*, підклас, який відрізняється різноманітністю і споріднений до роду грам-негативних бактерій *Rhodocyclus*. Є найбільш поширеним у мулі EBPR установок та найбільш дослідженим типом ПАО. Метаболізм *Candidatus Accumulibacter phosphatis* повністю відповідає описаній вище моделі, яка вважається визначною для того, щоб відносити виділений вид бактерій до ПАО. Проте були описані досить поширені види (*Tetrasphaera* spp., *Microlunatus* spp.), які мають відмінний метаболізм: ферментують вуглеводи та амінокислоти без синтезу ПГА, поліфосфати постачають енергію в анаеробних умовах [1-3]. До найбільш поширених у активному мулі і важливих ПАО також відносять *Dechloromonas* spp., *Pseudomonas* spp., *Tessaracoccus* spp. [3].

Для деяких ПАО показана здатність крім кисню використовувати окиснені форми азоту (нітрат та/або нітрит) як кінцевий акцептор електронів при окисненні ПГА (денітрифікуючі ПАО, ДПАО). Така можливість поєднання процесів вилучення фосфатів та денітрифікації дозволяє проводити очищення СВ від основних лімітуючих евтрофікацію біогенних елементів і при цьому знизити витрати електроенергії на аерацію реакторів. Проте скидання електронів на нітрат є енергетично менш ефективним, ніж за використання кисню, що є причиною низької продуктивності ДПАО. Крім того до ДПАО належить лише невелика частина ПАО, присутніх у мулі, що також пояснює нижчий рівень видалення фосфатів за аноксидних умов. [2, 4] Проте, якщо після аноксидних умов були створені аеробні, то рівень видалення фосфатів залишається таким же, як при використанні лише аеробних умов, при нижчій (70% від необхідної) кількості кисню [5].

Окрім типу акцептора електронів, на ефективність роботи ПАО впливають різні фактори, такі як температурний режим, рН, тривалість анаеробної та аеробної або аноксидної стадій, концентрація йонів (PO $_4^{3-}$, SO $_4^{2-}$, NH $_4^+$, а також K $^+$, Na $^+$, Mg $^{2+}$, Ca $^{2+}$ та інших іонів металів) у середовищі та конкуренція з глікогенакумулюючими бактеріями (ГАО). Останні мають схожий метаболізм, але енергію на синтез ПГА отримують тільки за рахунок гідролізу глікогену і взагалі не накопичують поліфосфатів. При цьому ГАО забирають із середовища НЖК, необхідні і для ПАО, що призводить до зниження їх активності і видалення фосфатів з води. На конкуренцію ПАО та ГАО сильно впливає температура: у ряді лабораторних дослідів та проб з очисних споруд було показано, що при зниженні температури зростає домінантність ПАО та підвищується ефективність вилучення фосфатів. Підвищене рН (7,5-8) сприяє

зміщенню до переважаючої кількості ПАО ніж ГАО. Також на конкуренцію між даними типами бактерій впливає той факт, що ПАО для синтезу ПГА можуть використовувати одночасно і оцтову, і пропіонову кислоти, на відміну від ГАО, які зазвичай прив'язані лише до одного типу кислоти, головним чином оцтової [2,3]. Як наслідок чергування зміни концентрації оцтової та пропіонової кислот в середовищі може сприяти розвитку ПАО, що доказано в ході лабораторних досліджень [2]. При співвідношенні 75% оцтової кислоти до 25% пропіонової спостерігали домінування ПАО. Для здійснення даної стратегії в умовах очисних споруд можливим є зміна типу НЖК, що подається в установку, за рахунок створення певних умов у реакторі, де відбувається попередній анаеробний розклад органічних речовин СВ. Так, додавання меляси до ферментера сприяє підвищенню концентрації пропіонату [2, 6]. Слід зазначити, що за певних умов, наприклад, нестачі фосфатів у середовищі, *Sa. Accumulibacter* ПАО можуть змінювати метаболічні шляхи на подібні до таких у ГАО. Повідомлення про наявність *Sa. Accumulibacter*, які не накопичують поліфосфатів, у мулі EBPR установок не рідкі [3].

Таким чином, біологічне очищення СВ від фосфору за допомогою ПАО є вигідним з екологічної та економічної точки зору, оскільки дозволяє вирішити проблему евтрофікації водойм, а відпрацьований мул після обробки може використовуватися як ефективне, доступне та екологічно чисте біодобриво. Інтенсифікація роботи очисних установок є досить складним процесом, оскільки для її здійснення необхідно враховувати вище зазначені фактори, що впливають на ПАО, їх розвиток у біоценозі активного мулу та його інші мікроорганізми. Тривають дослідження ролі ПАО у денітрифікації та розробка технологій, які б ефективно поєднали процеси біологічного вилучення з СВ сполук азоту і фосфору.

1. *Characterisation of Phosphate Accumulating Organisms and Techniques for Polyphosphate Detection: A Review* [Електронний ресурс] / [C. Tarayre, H. Nguyen, A. Brognaux та ін.] // *Sensors*. – 2016. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4934223/>.

2. *Urdalen I. Polyphosphate Accumulating Organisms – recent advances in the microbiology of enhanced biological phosphorus removal* [Електронний ресурс] / Ivar Urdalen. – 2013. – Режим доступу до ресурсу: <https://pdfs.semanticscholar.org/b206/0a9a065eada596d5cdb6d8d54327f848a86d.pdf>.

3. *A Critical Assessment of the Microorganisms Proposed to be Important to Enhanced Biological Phosphorus Removal in Full-Scale Wastewater Treatment Systems* [Електронний ресурс] / [M. Stokholm-Bjerregaard, S. McIlroy, M. Nierychlo та ін.] // *Front Microbiol.* – 2017. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5406452/#>.

4. *Hu ZR. Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems* / ZR. Hu, M. Wentzel, G. Ekama. // *Water Research*. – 2002. – №36. – С. 4927–4937.

5. *Denitrification activity of polyphosphate accumulating organisms (PAOs) in full-scale wastewater treatment plants* [Електронний ресурс] / [A. Lanham, A. Oehmen, G. Carvalho та ін.] // *Water Sci Technol.* – 2018. – Режим доступу до ресурсу: <https://iwaponline.com/wst/article-lookup/doi/10.2166/wst.2018.517>.

6. *The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAOs)* / M. Carvalheira, A. Oehmen, G. Carvalho, M. Reisa. // *Water Research*. – 2014. – №64. – С. 149–159.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ ВОДООЧИЩЕННЯ, ЩО МІСТЯТЬ ВАЖКІ МЕТАЛИ

Спасьонова Л.М., Суббота І.С.

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

Утилізація відходів водоочищення залишається актуальною у всьому світі. Накопичення таких відходів як в Україні, так і інших країнах, росте з кожним роком [1]. На початку 2000 року за даними авторів [2] в Україні було накопичено більше 50 млн. тон осадів, що виводить з землеробства більше 10 тис. га земель.

В матеріалах Регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища України кожного року наголошується, що гострою залишається проблема забруднення поверхневих вод. Як відомо, забруднюючі речовини надходять у водні об'єкти зі стічними водами, поверхневим стоком з території міст, підприємств та сільськогосподарських угідь, а також з атмосферними опадами. Головними забруднювачами водних ресурсів є комунальне, сільське господарство та промисловість. Багато річок перетворюються на стічні колектори. Очищення стічних вод слід передбачати всюди, де вони утворюються. До галузей промисловості, що забруднюють навколишнє середовище важкими металами та радіонуклідами, відносяться чорна та кольорова металургія, добування твердого та рідкого палива, гірничо-збагачувальні комплекси, електротехнічні виробництва та ін. [3, 4].

Актуальною наразі залишається очистка вод для питного водопостачання. Серед численних аспектів захисту водного басейну від техногенних забруднень одним з найбільш важливих є забезпечення ефективного очищення вод від важких металів та радіонуклідів. Виконання цього завдання вимагає розробки і застосування усе більш складних і досконалих технологій очищення вод для досягнення рівнів, що відповідають необхідним нормам.

У випадку забруднених вод важкими металами та радіонуклідами доцільним є використання природних сорбентів - глинистих мінералів, цеолітів, карбонатвмісних порід, багаті родовища яких є в Україні і які, водночас з дешевизною, мають достатньо високі сорбційні властивості.

Основний метод знешкодження осадів водоочищення в усьому світі до цього часу залишається збереження їх в шламонакопичувачах. Через токсичність таких осадів вони не можуть використовуватися в якості добрив і зберігаються на звалищах, площа яких безперервно збільшується, перетворюючи їх в зону екологічного лиха і в першу чергу через можливість попадання токсичних речовин у водоносні горизонти.

Протягом багатьох років в Україні проводились роботи з підготовки Закону України про питну воду та питне водопостачання, який набрав чинності 22 червня 2017 року, в 2018 році до Закону України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» (10/01/2002) внесені зміни для врахування всіх чинників безпечного користування водою та досягнення її нормативної якості і чистого доквілля після водоочисних заходів. В багатьох країнах за стандарт якості стічних вод прийняті нормативи, що встановлені в Каліфорнії (США) Департаментом охорони здоров'я.

На сьогоднішній день на більшості станцій очищення стічних вод утворюється величезна кількість частково зневодненого й недостатньо стабілізованого осаду. Осади і стічні води є одними з основних забруднювачів доквілля і одне з головних завдань при поводженні з ними – це захист населення від їх шкідливої дії за рахунок будівництва очисних споруд і інших природоохоронних заходів. Цьому приділяється достатня увага в теорії і практиці комунального господарства як в нашій країні, так і за кордоном. Набагато менше місце у вітчизняних практиці і науково-технічній літературі займають проблеми утилізації відходів

водоочищення. Ці відходи до теперішнього часу не знаходять широкого корисного застосування як вторинні ресурси.

За нашими розрахунками відпрацьований сорбент відноситься до IV класу небезпеки і є мало небезпечним, тобто при отриманні санітарно-гігієнічного висновку Міністерства охорони здоров'я України він може бути допущений до використання в будматеріалах. При цьому, концентрація іонів Cu^{2+} у водній витяжці з дроблених зразків фракції $\leq 0,2$ мм при температурі 90 ± 5 °C нижча межі визначення спектрофотометричним методом і не перевищує ГДК_{Cu} для 1-го класу якості питної води згідно з ДСТУ 4808:2007.

Результати дослідження фізико-механічних та хімічних характеристик отриманих керамічних матриць підтверджують високу міцність та високу ступінь фіксації іонів важких металів в структурі мінералу, вторинне забруднення навколишнього середовища практично відсутнє. Ці факти вказують на перспективність та доцільність застосування даної технології як з економічної, так і з екологічної точок зору. Також доведено можливість використання відпрацьованих сорбційних матеріалів на основі глинистої сировини в якості домішок при виробництві будівельних матеріалів, за умови проведення аналогічних досліджень в атестованих організаціях та отриманні відповідних санітарно-гігієнічних висновків щодо екологічної безпеки керамічних матриць.

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році ... <https://menr.gov.ua/news/31768.html>
2. Дрозд Г.Я, Зотов Н.И., Маслак В.Н. //Водоснабжение и санитарная техника.- 2001. - № 12. – С. 33-35.
3. Теплая Г. А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды (обзор литературы) / Г. А. Теплая. // Астраханский вестник экологического образования. – 2013. – №1 (23). – С. 182–192.
4. Vasudevan S. Electrochemistry: as cause and cure in water pollution – an overview / S. Vasudevan, M. A. Oturan. // Environmental Chemistry Letters. – 2014. – Vol. 12, Issue 1. – PP. 97-108/

ДО ПИТАННЯ ВИКОРИСТАННЯ ДІОКСИДУ ХЛОРУ ДЛЯ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

Наталія Стаднічук, Ірина Міхлик

ДП «Науковий центр превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки імені академіка Л. І. Медведя Міністерства охорони здоров'я України», м. Київ

Олег Кроніковський, Олексій Мисюк

Національний університет харчових технологій

Для знезараження води централізованого питного водопостачання широко використовуються реагентні методи. Хлорування є найбільш розповсюдженим методом знезараження води. Хлорування води проводиться газоподібним хлором або речовинами, які містять активний хлор: хлорне вапно, гіпохлорити, хлораміни, діоксид хлора. Під “активним хлором” хлормістких сполук умовно мають на увазі кількість газоподібного хлору, яка відповідає кількості кисню, що виділяється цими сполуками при додаванні їх у воду. В результаті такої обробки відбувається окислення гумусових речовин, органічних сполук, іонів

металів з перемінною валентністю, припиняється життєдіяльність та подальший розвиток мікроорганізмів. Інтенсивність бактерицидних властивостей хлормістких сполук збільшується в ряду хлорамін - хлорне вапно – хлор – оксид хлору (IV).

В Україні найчастіше у водопідготовці використовується хлор (газ), хлор-аміачна вода та гіпохлорити. В останні роки на окремих підприємствах централізованого водопостачання нашої країни в технології водопідготовки почали використовувати діоксид хлору, зокрема в Одеській області.

Централізоване водопостачання м.Києва здійснюється Дніпровською водопровідною станцією, Управлінням експлуатації насосних водопровідних станцій і артезіанських свердловин та Деснянською водопровідною станцією Департаменту експлуатації водопровідного господарства ПрАТ «АК «Київводоканал». Згідно літературних даних на базі Дніпровської водопровідної станції ПрАТ «АК «Київводоканал» в 2017 р. у весняно-літній період проводили дослідження щодо використання діоксиду хлору в технології водопідготовки. Діоксид хлору отримували за допомогою генератора Т 70G4000 виробництва De NORA з використанням хлориту натрію марки BioGREEN acticlор (хлорит натрію 20-31%) виробництва Borman Italiana та соляної кислоти вітчизняного виробництва. Діоксид хлору для первинного знезараження води використовувався у діапазоні доз 1,0-4,0 мг/дм³ на фоні коагулянту сульфату алюмінію у дозах 80,0-160,0 мг/дм³ та флокулянту TR650 у дозах 0,2-0,3 мг/дм³. Доза діоксиду хлору для вторинного знезараження води у дослідах становила 0,2-1,0 мг/дм³. Аналіз вихідної води та води після обробки діоксидом хлору проводився на базі лабораторії ПрАТ «АК «Київводоканал» за показниками: температура, каламутність, забарвленість, водневий показник, загальна лужність, загальна жорсткість, залізо загальне, амоній, нітрити, нітрати, перманганатна окислюваність, загальне мікробне число, загальні коліформи, E.coli. Визначення у воді залишкового діоксиду хлору та побічних продуктів знезараження проводились у лабораторії гігієни природних і питних вод ДУ «ІГЗ ім. О.М. Марзєєва НАМНУ», згідно з переліком методик та стандартів, наведених в ДСанПіН 2.24-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», а саме визначали: діоксид хлору, залишковий діоксид хлору, хлорити, хлорати, алюміній, хлороформ, тетрахлорвуглець, трихлоретилен, тетрахлоретилен, бромдихлорметан, дибромхлорметан, бромформ, сума тригалогенметанів. Результати досліджень показали високу дезінфікуючу дію діоксиду хлору щодо показників мікробного забруднення - зниження індикаторних мікроорганізмів у воді на 93-100%. За результатами досліджень води після обробки діоксидом хлору, проведених лабораторією гігієни природних і питних вод ДУ «ІГЗ ім. О.М. Марзєєва НАМНУ», не спостерігається утворення небезпечних для організму людини хлоритів, хлорорганічних сполук, а також алюмінію у понаднормативних концентраціях.

Діоксид хлору – зеленувато-жовтий отруйний газ, з більш інтенсивним запахом, ніж хлор, 1 клас небезпеки, ГДК в повітрі робочої зони - 0,1 мг/м³, поріг смаку та запаху для цієї сполуки складає 0,4 мг/л. Окислювальний потенціал ClO₂ в кислому середовищі складає 1,5 В. Більшість реакцій з участю діоксиду хлору та органічних сполук протікає по механізму окислення з утворенням органічних катіон-радикалів та хлорит-іону. Бактерицидний ефект діоксиду хлору в значній мірі залежить від його початкової дози та тривалості контакту з водою. Зазвичай на руйнування бактеріальних клітин використовується лише незначна частина хлору, який вноситься у воду. Більша частина йде на реакції з різними органічними сполуками та мінеральними домішками, які містяться у воді. До таких речовин належать: гумус, продукти розпаду клітковини та білків, солі двовалентного заліза, нітрити, аміак та солі амонію, сірководень та інші. Реакції з цими сполуками протікають з різною швидкістю та в залежності від концентрації, рН, температури води, а також інших факторів та можуть зупинитись на тій чи іншій стадії.

В Україні контроль безпечності та якості питної води, призначеної для споживання людиною, здійснюється згідно вимог Державних санітарних норм та правил ДСанПіН 2.24-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», затверджених Наказом МОЗ №400 від 12.05.2010 р., зареєстровано в Міністерстві юстиції 1 липня 2010 р. за №452/17747, із змінами, внесеними згідно з Наказом Міністерства охорони здоров'я №505 від 15.08.2011 р. Згідно вимог ДСанПіН 2.24-171-10 у разі знезараження води за допомогою діоксиду хлору вміст залишкового діоксиду хлору у воді РЧВ після 30 хвилин контакту - не менше ніж 0,1 мг/куб.дм, а концентрація хлоритів - не більше ніж 0,2 мг/куб.дм. При цьому при проведенні скороченого періодичного контролю безпечності та якості водопровідної питної води у разі обробки води діоксидом хлору в процесі водопідготовки проводиться визначення діоксиду хлору один раз на годину, хлоритів - один раз на зміну. На сьогодні потужності лабораторії ПрАТ «АК «Київводоканал» не мають можливості здійснювати контроль за цими показниками в такому режимі.

Вода річки Дніпро в районі міста Києва має високу зростаючу забрудненість продуктами органічного походження (гуміновими та фульвокислотами, фосфатами), а також сполуками заліза, марганцю та інші. Методи очистки та діючі споруди ПрАТ «АК «Київводоканал» мають обмежені можливості по видаленню органічних сполук, заліза, марганцю, зниженню забарвленості, каламутності та перманганатної окислюваності. Тому вважаємо, що для впровадження технології знезараження води централізованого водопостачання м.Києва діоксидом хлору, що здійснюється Дніпровською водопровідною станцією, доцільно продовжити експеримент на річковому водопроводі, так як підвищені рівні органічного забруднення можуть призводити до збільшення у питній воді побічних продуктів дезінфекції, насамперед небезпечних хлоритів, хлоратів. Вкрай важливо також проведення реконструкції водопровідної станції та водопровідних мереж м.Києва відповідно до цільової програми «Питна вода м. Києва на 2011–2020 роки».

Крім того, потребує корегування ДСанПіН 2.24-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», в якому на сьогодні норматив вмісту хлоратів взагалі відсутній.

ВМІСТ УМОВНО-ПАТОГЕННИХ БАКТЕРІЙ У РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ

Старосила Є.В., Юришинець В.І.

Інститут гідробіології НАНУ, Україна, Київ, e-mail: jenya_star@ukr.net

Континентальні поверхневі водні об'єкти широко використовуються в рекреаційних цілях та у якості ресурсу для питного та господарського водопостачання. Щороку кількість місць для купання, заняття спортом та відпочинку на воді збільшується, тому значної уваги потребує визначення санітарно-епідеміологічних загроз та ризиків задля мінімізації негативних явищ. Низька якість поверхневих вод (озер, річок, каналів, рукавів, лиманів тощо) за мікробіологічними параметрами, що використовуються у рекреаційних цілях великою кількістю людей, може бути причиною виникнення низки небезпечних захворювань. Відомо, що річкова вода зазвичай забруднена умовно-патогенними бактеріями (наприклад, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* та ін.), вірусами (наприклад, ентеровіруси) та патогенними найпростішими (наприклад, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia duodenalis* та ін.), що можуть

створювати загрози здоров'ю людини та тварин. Забруднення умовно-патогенними та патогенними бактеріями може здійснюватися з різних джерел, включаючи фекалії людей та тварин, також йому сприяє підвищена кількість мікроорганізмів, що зустрічаються у природних умовах. Існує більше ніж 500 видів водних патогенних мікроорганізмів, що становлять потенційну небезпеку для питної води, котрі були визначені Агентством по охороні навколишнього середовища США (EPA) та занесені до списку можливих забруднень («CCL 3 Universe») [1].

Зміна засад моніторингу поверхневих вод відповідно до впровадження Угоди про асоціацію Україна–ЄС, а також погіршення еколого-санітарного стану водних об'єктів визначає зацікавленість у детальному дослідженні бактерій водних мікробоценозів в екосистемах різного типу. Обов'язковим та суттєвим додатком для оцінки санітарного стану водойм, які знаходяться під впливом антропогенної дії, може бути вивчення наявності та кількості умовно-патогенних бактерій. Відомо про збільшення частки таких мікроорганізмів у місцях найбільшого антропогенного впливу (великі населені пункти, берегова лінія річки, місця скиду стічних вод тощо) [3-6].

Метою наших досліджень була санітарна оцінка якості води різнотипних водних об'єктів за наявністю та чисельністю певних груп умовно-патогенних бактерій.

Матеріали та методи.

Представлено результати досліджень біологічного забруднення проведеного влітку 2019 р. на лотичних та лентичних водних об'єктах в межах території України. Матеріалом слугувала відібрана вода з двох озер, розташованих на урбанізованій території м. Києва (Вербне, Опечень Нижнє), та річки Дунай. Водні об'єкти характеризуються різним гідрологічними режимом, рекреаційним навантаженням, ерозією ґрунтів на водозбірній площі та іншими формами антропогенного впливу.

Для аналізу води із різнотипних водних об'єктів використовували набори DryFilter (фірми Himedia, Індія). DryFilter готові до безпосереднього використання, оскільки складаються зі стерильних поживних середовищ у формі біологічно інертних поглинаючих слайдів, просочених відповідним середовищем.

Посів відібраного матеріалу здійснювали на наступні набори DryFilter: декстрозний агар Сабуро, жовчно-ескуліновий агар з азидом натрію, вісмут сульфід агар, агар з цитримідом, середовище Чапмена-Стоуна, середовище ECD та агар Ендо. Дослідні проби фільтрували через стерильні білі мембранні фільтри з розміром пор 0,45 мкм (фірми Millipore, Німеччина). Стерильним пінцетом переносили фільтр на поверхню відновленого середовища компактних тест-слайдів. Інкубували в умовах, вказаних у технічній документації до наборів. Інтерпретацію результатів здійснювали шляхом прямого підрахунку кількості колоніє утворюючих одиниць у перерахунку на об'єм профільтрованої проби (КУО/см³).

Результати та обговорення.

Проведене дослідження показує те, що в умовах активного антропогенного навантаження на відкриті водойми спостерігали значний вміст умовно-патогенних бактерій у воді, що свідчить про низьку якість води та високу ступінь її бактеріального забруднення (табл.).

Вміст умовно-патогенних бактерій у різнотипних водних об'єктах (КУО/100 см³)

Станція /Показник	оз. Вербне (м. Київ)	оз. Опечень Нижнє (м. Київ)	р. Дунай (нижче м. Вілково)	р. Дунай (вище м. Рені)
Дріжджі, пліснява, гриби	2300	4500	6500	20600
<i>Enterococci</i> spp.	26000	26700	45100	26700
<i>Salmonella</i> spp.	100	2300	2800	30800
<i>Pseudomonas</i> spp.	5800	11700	3100	32700
<i>Staphylococci</i> spp.	6400	4000	3700	2000
<i>E. coli</i> and coliforms (на середовищі ECD)	28500	20400	18800	24300
<i>E. coli</i> and coliforms (на агарі Ендо)	4300	12800	6900	53600

У відповідності до Вимог Європейського рівня (Вимоги до води місць купання у ЄС – Директива 2006/7/ЕС від 15.02.2006 р. та Директива 2016/ЕС від 27.10.2016 р.), що впроваджуються в Україні, кількість кишкових ентерококів не повинна перевищувати 400 КУО/100 см³, чисельність кишкової палички – бути меншою за 1000 КУО/100 см³, а сальмонела – бути відсутньою в пробах (0 КУО/100 см³) для класифікації води відкритих водойм за категорією «sufficient» («достатньо»). Відповідно норми встановлюють також Закон України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» (4004-12) та Державні санітарні правила МОЗ України №172 та №173 (від 19.06.1996 р.) з доповненнями, в яких вказані аналогічні величини цих параметрів. Порівнюючи отримані данні з вимогами зазначеними у вказаних документах на всіх станціях відбору фіксували перевищення відповідних показників у десятки та сотні разів. У пробах води фіксували значну кількість грибів та бактерій, що здатні викликати шкірні та кишкові інфекції. За результатами проведених санітарно-мікробіологічних досліджень води можна зробити висновок про непридатність цих водних об'єктів для використання в оздоровчих цілях та купання.

Наші данні співвідносяться з даними отриманими організацією по благоустрою пляжів м. Києва. Так з кінця травня 2019 р. було заборонено використовувати пляж на оз. Вербне для купання населення за результатами санітарно-мікробіологічних та санітарно-хімічних досліджень води, котра не відповідає вимогам Державним санітарним правилам МОЗ України до ситуації поліпшення її якості. На період 18.06.19 аналізи води ще не відповідали вимогам [2].

Отримані результати свідчать про необхідність комплексного вивчення мікробних угруповань водних екосистем. Це особливо важливо, при розумінні того факту, що антропогенне навантаження на гідроекосистеми, внаслідок скиду неочищених (недостатньо очищених) стічних вод, стоку забруднюючих речовин з міських та сільськогосподарських територій постійно збільшується, а список збудників інфекційних хвороб розширюється, у тому числі, за рахунок патогенних штамів умовно-патогенних мікроорганізмів.

Список літератури

1. http://www.epa.gov/safewater/ccl/pdfs/report_ccl3_microbes_universe.pdf
2. <http://obolon.kyivcity.gov.ua>

3. Анганова Е.В. Биологические свойства условно-патогенных бактерий водных экосистем // Гигиена и санитария. – 2010. – Т. 89, № 5. – С. 67–68.
4. Анганова Е.В. Микробиологический мониторинг условно-патогенных энтеробактерий в реке Лене /Е.В. Анганова, М.Ф. Савченков, Л.А. Степаненко, Е.Д. Савилов // Гигиена и санитария. – 2016. – Т. 95, № 12. – С. 1124–1128.
5. Березняк Е.А. Мониторинг условно-патогенной микрофлоры водоемов г. Ростова-на-Дону /Е.А. Березняк, А.В. Тришина, Л.М. Веркина и др.// Здоровье населения и среда обитания. – 2016. – № 2. – С. 40–43.
6. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. – М.: ОСТ Октава, 2000. – 3-е издание. – 840 с.

ФОТОДЕГРАДАЦІЯ БАРВНИКІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ФОТОКАТАЛІЗАТОРА ZnO

Сторчак І.С., Кикавець Н.В., Гуцул Х.Р.

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

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

irinaivanenko@hotmail.com

Серйозною проблемою сьогодення є забруднення стічних вод різноманітними барвниками та пігментами. При цьому у виробництвах використовують низку барвників з широким набором як фізичних, так і хімічних властивостей. Різні дослідження довели, що частина потоків стічних вод добре обробляється за допомогою фізико-хімічних або біологічних технологій, але це стосується стоків, що містять нерозчинені барвники. Набагато більшу проблему представляють розчинені барвники.

На сьогоднішній день найбільш розповсюдженим способом очищення стічних вод від барвників є процес адсорбції. Фотокаталітичний метод є досить новим і продовжує лише досліджуватись без впровадження у промисловість [1-2]. Однак, лабораторні експерименти показують його набагато вищу активність у порівнянні з адсорбційним методом видалення. Представлена робота є продовженням низки таких експериментів, в ній представляються результати дослідження новітнього фотокаталітичного матеріалу – цинку оксиду, що був синтезований в цій роботі.

Було отримано три зразка оксиду цинку золь-гель методом із різною тривалістю старіння: 1, 3 та 7 діб. Для фотокаталітичних експериментів використовувались наважки кожного із зразків масою 0,020 (m1) та 0,030 (m2) г, які приводились у контакт з розчином барвника метилового синього з концентрацією 10 мг/дм³ об'ємом 0,015 мг/дм³, і опромінювались УФ-лампою з довжиною хвилі 254 нм та потужністю 15 Вт протягом 15 хв. Початкову і залишкову концентрації барвника визначали фотометричним методом з розрахунком ступеня розкладання (А, %). Результати цього дослідження наведені на Рис.1.

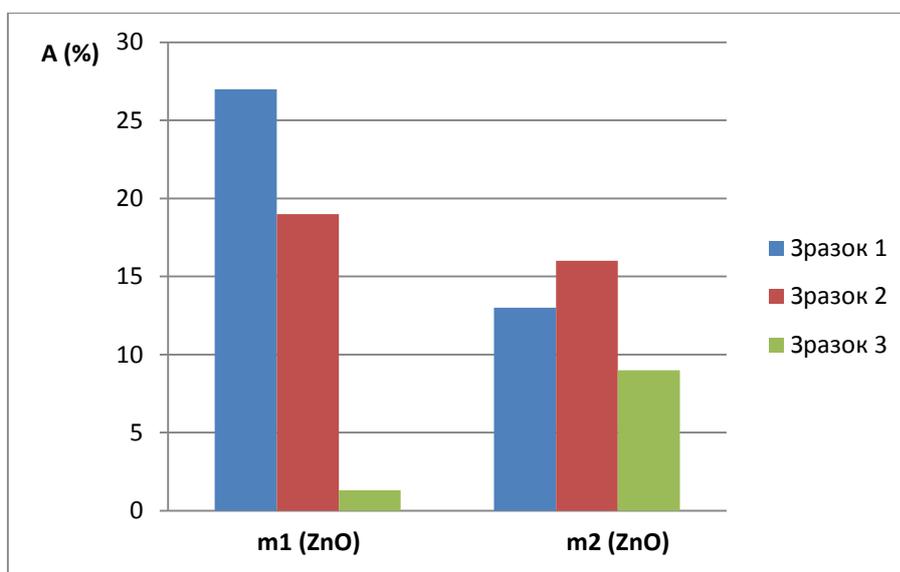


Рисунок 1 – Ступінь фотокаталітичного розкладання метиленового синього синтезованими зразками ZnO при різній наважці зразків

Як видно на Рис. 1, зразок з найменшою тривалістю старіння показую найбільшу фотокаталітичну активність в процесі розкладання метилового синього за обох досліджених наважок, причому менша наважка забезпечую вищий ступінь фотокаталітичної деградації. Другий зразок оксиду цинку показує майже однакову ефективність в цьому процесі, тобто його активність мало залежить від маси. Третій синтезований і досліджений зразок демонструє зворотну тенденцію: менша наважка забезпечує менший ступінь фотокаталітичної деградації, але його активність загалом, не дуже висока в цьому процесі.

Отримані експериментальні дані свідчать про безперечний вплив тривалості старіння та маси фотокаталізатора оксиду цинку на ефективність процесу фотокаталітичного видалення модельного барвника, а також підтверджують перспективність його застосування при очищенні стічних вод від барвників методом фотодеградації.

Список використаної літератури

1. Kukh, A.A., Ivanenko, I.M. & Astrelin, I.M. TiO₂ and its composites as effective photocatalyst for glucose degradation processes. *Applied Nanoscience*. – 2019. – Vol. 9. – P. 677-682.
2. I.N. Ivanenko, T. A. Dontsova, I. M. Astrelin, V. V. Trots. Low-temperature synthesis, structure-sorption characteristics and photocatalytic activity of TiO₂ nanostructures / Springer: *Phys. Chem. Water Treat. Proc, J. Wat. Chem. Technol.* – 2016. – Vol. 37, №1. – С. 14-20.

ФОТОКАТАЛІЗАТОР ZnO ДЛЯ ФОТОДЕГРАДАЦІЇ БАРВНИКІВ

Сторчак І.С., Кикавець Н.В., Гуцул Х.Р.

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

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

irinaivanenko@hotmail.com

Актуальною об'єктом сучасних наукових досліджень є процес фотокаталізу та можливість його застосування при вирішенні проблем очищення стічних вод. Присутність в промислових викидах великої кількості органічних сполук є глобальною проблемою для довкілля через комплексність їх впливу та складність прогнозувати наслідки. Поширеними забрудниками навколишнього середовища є органічні барвники, які застосовуються в текстильній, шкіряній, целюлозно-паперовій та інших галузях промисловості. Цинку(II) оксид (ZnO) є один з найбільш значущих функціональних матеріалів для фотокаталітичних процесів. Він широко застосовується як фотокаталізатор для деградації молекул органічних барвників. ZnO має високу каталітичну ефективність та нетоксичну природу. Він є більш ефективним фотокаталізатором в більшості процесів, порівнянно з TiO_2 , а тому активно досліджується.

Метою представленої роботи був синтез і дослідження фотокаталітичної активності цинку(II) оксиду в процесах фотодеградації барвників різної природи.

Для дослідження ZnO, було отримано три зразки фотокаталізатора золь-гель методом із різною тривалістю старіння: 1, 3 та 7 діб. Для фотокаталітичних експериментів використовувались наважки масою 0,01 г, які приводились в контакт з 15 см^3 модельних розчинів барвників. В якості модельних барвників були використані, метиловий оранжевий та конго червоний з концентрацією 8 мг/дм^3 . Зразки фотокаталізатора після їх додавання до розчинів барвників опромінювались ультрафіолетовою лампою з довжиною хвилі 254 нм та потужністю 8 Вт (УФ-1) протягом 15 хв. Паралельно до цього досліді за тих самих умов використовувалась ультрафіолетова лампа із довжиною хвилі 254 нм та потужністю 24 Вт (УФ-2). Початкову і залишкову концентрації барвника визначали фотометричним методом з розрахунком ступеня розкладання (A, %). Результати цього дослідження наведені на Рис. 1 та Рис. 2.

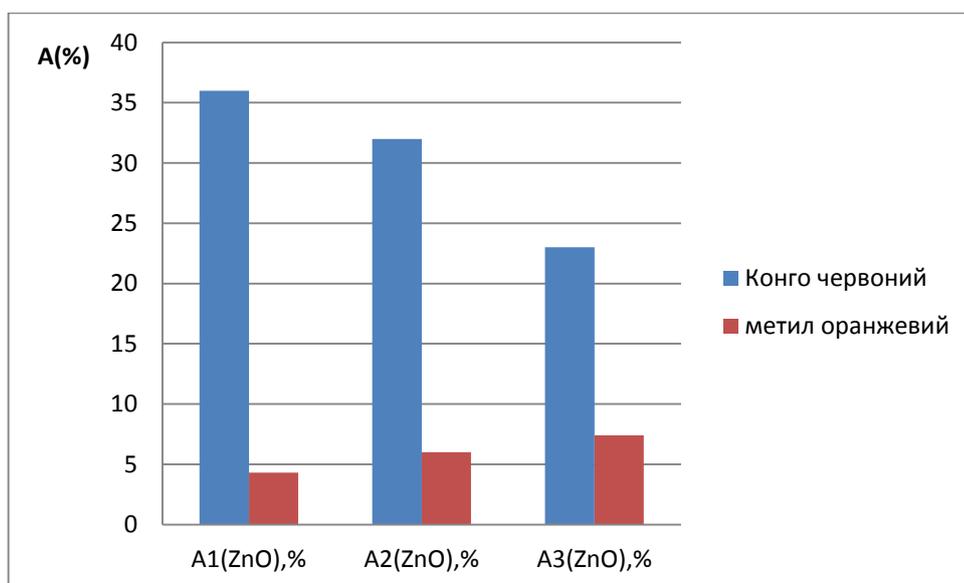


Рис. 1. Ступінь фотокаталітичного розкладання барвників у присутності синтезованих фотокаталізаторів при опроміненні ультрафіолетовою лампою потужністю 8 Вт.

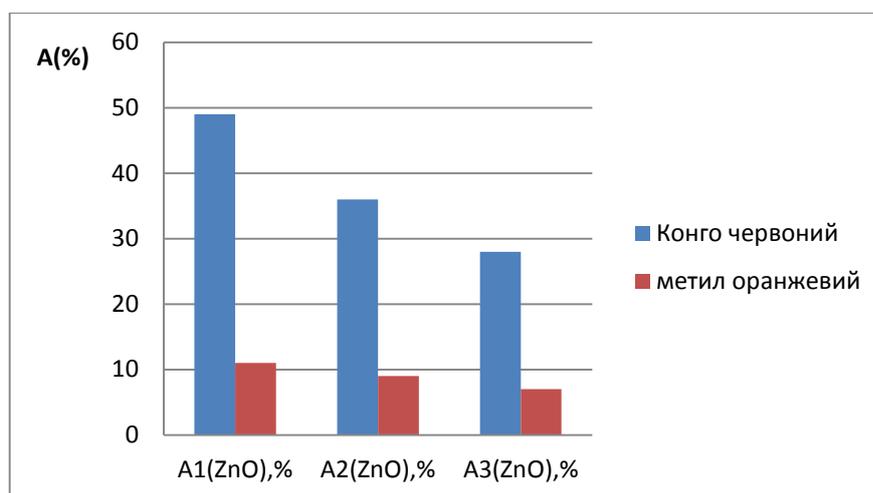


Рис. 2. Ступінь фотокаталітичного розкладання барвників у присутності синтезованих фотокаталізаторів при опроміненні ультрафіолетовою лампою потужністю 24 Вт.

Як видно з Рис. 1, всі синтезовані зразки проявляють фотокаталітичну активність в процесах фотодеградації досліджених барвників. Також чітко видно, що всі три отримані фотокаталізатори проявляють більшу активність по відношенню до конго червоного, ніж до метилового оранжевого, що, вочевидь, пов'язано з амфолітною природою останнього.

Дуже схожа тенденція спостерігається при аналізі даних Рис. 2, отриманих за аналогічних експериментальних умов, але за більшої потужності ультрафіолетового випромінювання.

При порівнянні даних Рис. 1 і Рис. 2, чітко видно, що більш потужне опромінення сприяє збільшенню ступеня фотодеградації обох досліджених барвників приблизно на 10 %. Причому вплив потужності ультрафіолетового опромінення більш помітний, ніж вплив умов отримання фотокаталізаторів.

Таким чином, підсумовуючи вищесказане, можна зробити висновок, що фотокаталітична активність цинку(II) оксиду залежить від умов його отримання, (зокрема від тривалості старіння – при синтезі золь-гель методом), однак більш суттєвий вплив на ефективність процесу фотодеградації має природа барвників і потужність ультрафіолетового опромінення.

Перспективою представленого дослідження буде підбір оптимальної дози фотокаталізатора цинку(II) оксиду для підвищення ступеня фотодеградації барвників різної природи і доведення його до повної деструкції.

ДЕГРАДАЦІЯ БЕНЗЕНУ У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ПІД ДІЄЮ КАВІТАЦІЇ

Сушацький Ю.В., Знак З.О., Зінь О.І., Мних Р.В.

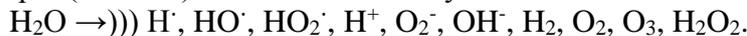
Національний університет "Львівська політехніка", Україна, м. Львів, e-mail: sukhatsky@i.ua

Бензен – типовий представник ароматичних вуглеводнів, який виявляє подразнювальні й токсичні властивості. Його застосовують, насамперед, як розчинник, компонент палива для підвищення його октанового числа, а також для отримання аніліну й малеїнового альдегіду. Наявність бензену в стічних водах хімічних та нафтохімічних підприємств зумовлює зміни видової й трофічної структури біогеоценозів природних водойм.

Традиційними методами очищення стічних вод від бензену є сорбційні. Основний недолік сорбційних методів – висока вартість. Щодо біологічних методів, то їх застосування обмежене великою тривалістю очищення і невисоким акумулювальним потенціалом мікроорганізмів

щодо бензену. Тому поява і розвиток нових технологій оброблення стічних вод, що містять бензен, є неминучими.

Серед прогресивних методів очищення стічних вод від ароматичних сполук – передові процеси окиснення, до яких належать кавітація (акустична або гідродинамічна) та її комбінації із реагентним обробленням (озон, гідрогену пероксид, реактив Фентона, натрію гіпохлорит тощо), фотолізом, фотокаталізом. Домінуючу роль у деградації ароматичних сполук відіграють високореакційноздатні гідроксильні радикали, які виникають у локальних дискретних зонах дуже маленьких розмірів ($\sim 10^{-9}$ м) внаслідок сонолізу води



Встановлено, що дія акустичних коливань ультразвукового діапазону з частотою 22 кГц на водний розчин бензену впродовж 600 с зумовлює досягнення ступеня деградації бензену 84,2%. Процес здійснювали за ізотермічних умов ($T=303$ К) у режимі ініціювання реакції.

Дослідження деградації бензену у водному середовищі виконували у гідродинамічному струменевому кавітаторі за тиску на вході у кавітатор 0,3 МПа та адіабатичних умов, за дозування повітря (витрата повітря – 1,3 мл/с) та без нього. Об'єм середовища (водний розчин бензену) у циркуляційному контурі – 15 дм³. Кількість робочих елементів (сопел) – 3, діаметр сопла – 2,5 мм, тривалість оброблення – 4200 с. Початкова концентрація бензену у воді становила $9,35 \cdot 10^{-3}$ моль/дм³. Для акустичних досліджень використовували сферичний гідрофон типу 8105, комутований із портативним комп'ютером. Графічну інтерпретацію результатів у вигляді спектрів частот та інтенсивностей здійснювали із використанням спеціалізованого програмного забезпечення для аналізу аудіофайлів – Adobe Audition 1.5.

Кінетичні дослідження деградації бензену виконували з використанням методу UV-Vis-спектроскопії за довжини хвилі 254,6 нм на однопроменевому спектрофотометрі ULAB 102UV. Середовище порівняння – дистильована вода.

Залежність концентрації бензену (C , моль/дм³) у водному середовищі від тривалості кавітаційного оброблення (τ , с) наведено на рис. 1.

З рис. 1 видно, що за адіабатичних умов внаслідок кавітаційного оброблення водного середовища, що містило бензен, у гідродинамічному кавітаторі впродовж 4200 с концентрація бензену зменшилась від $9,35 \cdot 10^{-3}$ до $0,39 \cdot 10^{-3}$ моль/дм³, що відповідало ступеню деградації 95,8%. Введення повітря у систему інтенсифікувало кавітаційні явища, внаслідок чого концентрація бензену у водному середовищі зменшувалась інтенсивніше – від $9,35 \cdot 10^{-3}$ до $0,11 \cdot 10^{-3}$ моль/дм³, що відповідало ступеню деградації 98,8%. Повітря виконувало роль додаткових зародків кавітації.

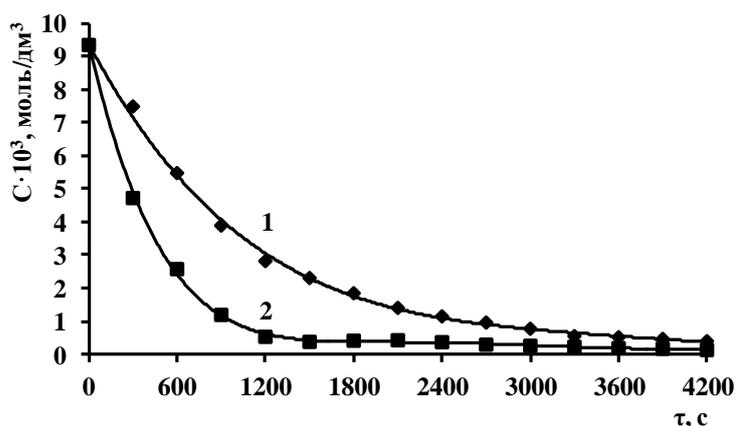


Рис. 1. Залежність концентрації бензену ($C \cdot 10^3$, моль/дм³) у водному середовищі від тривалості кавітаційного оброблення (τ , с) за адіабатичних умов і:

1 – без введення повітря; 2 – дозування повітря (витрата повітря – 1,3 мл/с)

Спектри інтенсивності акустичного сигналу кавітаційних явищ за введення повітря у реакційну систему та без нього наведено на рис. 2.

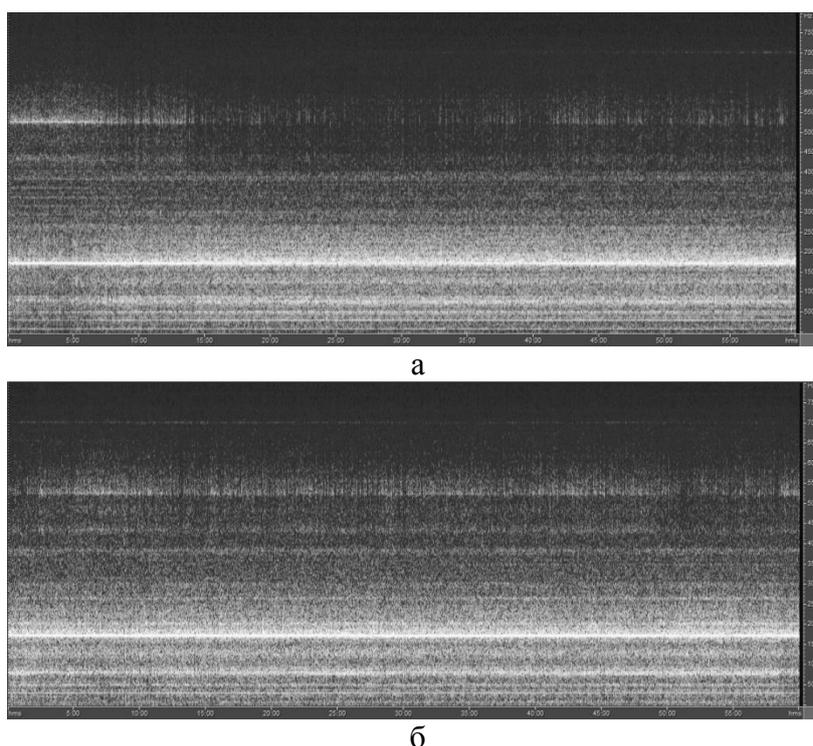


Рис. 2. Спектри інтенсивності акустичного сигналу кавітаційних явищ у водному розчині бензену: а – без введення повітря у систему; б – за дозування повітря

Максимальна інтенсивність кавітаційних явищ для обох випадків (рис. 2а, рис. 2б) характерна для найсвітлішої смуги на спектрі, що відповідала частоті 1700 Гц. Отже, внаслідок кавітації формувались агрегати бульбашок із усередненим радіусом 1,94 мм, а введення незначних кількостей повітря у реакційну систему зумовило підвищення ступеня деградації бензену у водному середовищі на 3%.

Дослідження виконано за підтримки Міністерства освіти і науки України у межах спільного українсько-індійського науково-дослідного проекту «Гідродинамічна кавітація як основа інтенсивної і дешевої технології очищення промислових стічних вод, які містять токсичні органічні сполуки і тверді частинки» (М/88-2019 від 26.06.2019 р.).

ДОСВІД БОРОТЬБИ З «ЦВІТІННЯМ» ПРИРОДНИХ ВОДОЙМ ЗА ДОПОМОГОЮ ВНЕСЕННЯ КОНЦЕНТРАТУ ХЛОРЕЛЛИ (*CHLORELLA VULGARIS* BEIJER.)

В.В. Триліс, Т.М. Сепеда

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Vladimir.trylis@gmail.com

«Цвітіння» водойм синьозеленими водоростями – проблема, яка набуває чимдалі більшої актуальності. Забруднення поверхневих вод, особливо біогенними речовинами (неорганічними сполуками азоту і фосфору), прискорює процеси фотосинтезу водоростей та макрофітів, змінює їх видове різноманіття, сприяє росту біомаси стійких до забруднень видів, посилює процеси евтрофікації водойм. Евтрофікація свідчить про порушення природної здатності річок до самоочищення, саморегуляції, формування біотичних зв'язків, параметрів якості води, погіршення стану їх екосистем.

В якості одного із засобів боротьби з «цвітінням» водойм синьозеленими водоростями нерідко в науковій літературі та інтернет-ресурсах згадується альголізація - внесення в них концентрату хлорелли (*Chlorella vulgaris*). Принцип альголізації полягає в тому, що хлорелла здатна конкурувати з синьозеленими водоростями за ресурсну базу азоту і фосфору. Чим менша концентрація біогенів у воді за рахунок використання конкурентноздатними зеленими водоростями, тим менше можливостей залишається для розвитку синьозелених водоростей.

З літературних джерел відомо [1], що хлорелла невибаглива до умов існування і завдяки простому життєвому циклу здатна до інтенсивного розмноження, тому є космополітом, вона зустрічається у прісних водоймах, морях, ґрунті, аерофітоні.

З метою перевірки ефективності цього методу, влітку і восени 2019 р. були проведені польові експерименти на одній із заток Дніпра поблизу міста Горішні Плавні.

Матеріал і методи.

В якості експериментального об'єкта була обрана затока Барбара в м. Горішні Плавні (49°00'35.6"N 33°37'04.9"E). Довжина затоки ~1.2 км, ширина ~150 м, площа ~20 га.

Для альголізації затоки використовували пасту хлорелли українського виробника, з концентрацією водорості 4-6 млрд. кл/мл. Пасту вносили згідно рекомендації виробника, із розрахунку 0,2 л/га, тобто 4 л на всю затоку. Паста була рівномірно розподілена вздовж всієї затоки (по південному берегу). Внесення пасту здійснювалось 14.04.2019 р. при температурі води 8°C, що також відповідало рекомендаціям виробника. Підсумкові проби були відібрані в затоці та в основному руслі Дніпра 14.07 і 28.09.2019 р.

Проби фітопланктону досліджували загальноприйнятими в альгології та гідробіології методами [2].

Результати досліджень.

Затока Барбара має гідрологічний зв'язок з Дніпром, що забезпечує частковий водообмін. Попередні спостереження показали, що «цвітіння» води у затоці зазвичай дещо менше, ніж у Дніпрі, проте зазнає значних коливань в залежності від напрямку вітру та попусків води з греблі Кременчуцької ГЕС. Під час відбору проб візуально спостерігалось досить сильне «цвітіння» води як у затоці, так і в основному руслі Дніпра.

Аналіз проб показав, що видовий склад фітопланктону у затоці та в руслі Дніпра в період досліджень мав риси подібності, проте мав певні відмінності (Табл.1).

У фітопланктоні затоки Барбара в липні було зареєстровано 22 види та внутрішньовидових таксони (ввт) водоростей, що належать 5 систематичних відділам. За якісним складом домінували зелені (40%) та синьозелені водорості (27% видового складу), але за показниками чисельності першість посідали синьозелені (84%). Серед них масового розвитку досягали *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb., *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. (Табл.1.) Чисельність зеленої водорості *Chlorella vulgaris* досягала розвитку 780 тис. кл/дм³, що складало лише 4%.

Таблиця 1. Чисельність та домінуючі види фітопланктону досліджуваних водойм

Водний об'єкт	Чисельність фітопланктону, млн. кл/дм ³	Домінуючі види, > 10%
Дата досліджень: 14.07.2019 р.		
Затока Барбара	20,230	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (39%) <i>Anabaena flos-aquae</i> (19%) <i>Microcystis aeruginosa</i> (17%)
Русло Дніпра	10,130	<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti (33%) <i>Microcystis aeruginosa</i> (12%) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (10%)
Дата досліджень: 28.09.2019 р.		
Затока Барбара	13,730	<i>Microcystis aeruginosa</i> (79%)
Русло Дніпра	29,860	<i>Microcystis aeruginosa</i> (77%) <i>Anabaena flos-aquae</i> (10%)

В руслі Дніпра в липні 2019 р. фітопланктон був представлений 38 ввт із 8 систематичних відділів водоростей. Флористичний спектр угруповань формували діатомові (39), зелені (26%), синьозелені (16%), інші відділи налічували по 1-3 представники. За показниками чисельності переважали синьозелені водорості (63%) за рахунок розвитку *Microcystis pulverea* (H.C.Wood) Forti, *M. aeruginosa* і *Aphanizomenon flos-aquae*. Частка розвитку *Chlorella vulgaris* у загальних показниках чисельності фітопланктону складала біля 1%.

У вересні фітопланктон затоки Барбара налічував 33 ввт водоростей, що належать 7 систематичним відділам. За видовим складом переважали зелені (45%), діатомові (27%), синьозелені (12%), евгленові, динофітові, криптофітові та жовтозелені – по 1-2 представники. За показниками чисельності домінували синьозелені водорості (84%). Vegetація синьозеленої водорості *Microcystis aeruginosa* досягала розвитку 10,700 млн. кл/дм³, що свідчить про монодомінантний характер структури фітопланктону. Розвиток *Chlorella vulgaris* відмічено на рівні близько 1%.

Осінній фітопланктон в руслі Дніпра був бідніший, ніж у липні, і налічував 23 ввт із 6 систематичних відділів водоростей. У видовому відношенні переважали діатомові (48%), синьозелені (22%), зелені, переважно вольвоксові, (17%), інші – по 1-2 представники. Структуру чисельності фітопланктону формували синьозелені водорості на рівні майже 96%, серед яких як і в затоці, монодомінувала *Microcystis aeruginosa*, чисельність якої досягала 23,08 млн. кл/дм³. Частка розвитку *Chlorella vulgaris* була мізерною і складала 0,1%.

Таким чином, дослідження фітопланктону русла Дніпра і затоки Барбара, що підтримує з ним гідрологічний зв'язок, показали, що угруповання планктонних водоростей характеризувались багатим видовим складом і високими показниками кількісного розвитку. Як у руслі Дніпра, так і в затоці показники чисельності фітопланктону визначали синьозелені водорості за рахунок масового розвитку видів, що належать родам *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, і вважаються потенційними збудниками «цвітіння» води. Рівень розвитку фітопланктону був високим, що відповідає категорії трофності «політрофна», але в період досліджень не досягав рівня «цвітіння» води. Роль зеленої водорості *Chlorella vulgaris* у формуванні чисельності фітопланктону водних об'єктів була нікчемною - у затоці від 4% у липні знижувалася до 1% у вересні, в руслі Дніпра відповідно від 1 до 0,1%.

Очевидно, що внесення концентрату хлорелли у затоку Барбара не призвело ні до інтенсивного розвитку цього виду у фітопланктоні затоки, ні до зменшення «цвітіння» затоки порівняно з аналогічними показниками в основному руслі Дніпра, куди концентрат хлорелли не вносився. Хлорелла є звичайним, проте малочисленим компонентом фітопланктону, і її масовий розвиток може бути спричинений лише комплексом сприятливих умов (що у природних водоймах трапляється вкрай рідко). Тож просте внесення хлорелли у водойму, де вона і так присутня, навряд чи призведе до вибухового розвитку цього виду, входу його до складу домінантів та витіснення синьо-зелених водоростей.

Висновок:

Внесення концентрату хлорелли до природної водойми, в кількості та в терміни, рекомендовані виробником, не вплинуло на перебіг процесів синьо-зеленого цвітіння у даній водоймі. Експеримент був попереднім, і його результати не можуть бути екстрапольовані на інші водойми без подальших досліджень.

Література

1. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоемов. 3 издание, дополненное и переработанное. Пенза: РИО ПГСХА, 2008. 152 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.

ДОСЛІДЖЕННЯ РІВНЯ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ПІВДЕННИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

¹Трохименко Г. Г., ²Гомеля М. Д., ²Камаєв В. С.

¹Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, Миколаїв, Україна,
antr@ukr.net

²Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, m.gomelya@kpi.ua

Одна з найбільш соціально значущих проблем будь-якої країни світу, що визначає ступінь екологічної та епідеміологічної безпеки населення – це проблема забезпечення якісною питною водою, оскільки вода - це один з головних чинників впливу на стан здоров'я громадян. Для України ця проблема особливо нагальна за причин низького рівня водозабезпеченості та ступеня забруднення поверхневих вод, які для багатьох регіонів є основним джерелом централізованого водопостачання. За визначенням Європейської економічної комісії ООН, держава, водні ресурси якої не перевищують 1,5 тис. м³ на людину, вважається незабезпеченою водою. В Україні питома величина місцевого стоку в маловодний рік у розрахунку на одного мешканця становить лише 0,52 тис. м³, а з урахуванням транзитного стоку – 1,02 тис. м³. На фоні глобальних та регіональних кліматичних змін, зростання посушливості, постійного дефіциту якісних водних ресурсів як для задоволення потреб населення, так і для промисловості, сільського господарства південні території особливо гостро потребують уваги та невідкладних заходів у сфері використання, відтворення та охорони гіроекосистем. Дослідження регіональних особливостей питного водопостачання маловодного Півдня України, з'ясування ролі водного чиннику у формуванні захворюваності населення, встановлення ступеня забруднення питної води є актуальним науковим і соціальним завданням.

У Одеській, Миколаївській, Херсонській, Запорізькій області та АР Крим спостерігаються одні з найнижчих показників водозабезпеченості в Україні. Це пов'язано, насамперед, з їхньою приуроченістю переважно до степової зони, яка характеризується незначною величиною атмосферних опадів і підвищеною випарованістю, особливо в сухостеповій підзоні, порівняно малою кількістю невеликих за розмірами річок, багато з яких є пересихаючими. У більшості південних регіонів приплив транзитного річкового стоку значно перевищує місцеві ресурси: від 6 разів (Миколаївська область) до 350 разів (Херсонська область). Виняток складає АРК, де природний приплив із-за її меж відсутній.

Нами проаналізовані представлені дані та результати філії «Інфоксводоканал» та ДП «Український науково-дослідний інститут медицини транспорту Міністерства охорони здоров'я України», м. Одеса; МКП «Миколаївводоканал»; МКП «ВУВКГ м. Херсон», КП «Облводоканал» Запорізької обласної ради, ТОВ «Інститут регіональних екологічних досліджень», м. Запоріжжя. Крім того, були використані дані щодо окремих показників питних вод з опублікованих джерел інформації.

За умовами водозабезпеченості та водоспоживання Одеську область можна розподілити на три регіони – північний, центральний та південний. Підземними водними ресурсами Одеська область забезпечена недостатньо та розміщені вони нерівномірно. **Північний регіон**, до складу якого входить 14 районів, достатньо забезпечений розвіданими запасами підземних вод (ПВ) та вода зі свердловин у більшості районів відповідає нормативним вимогам. **Центральний регіон** Одеської області, до складу якого входять Одеса, Чорноморськ, Теплодар, Южне, та Біляївський, Овідіопольський і Лиманський райони, має малопродуктивні свердловини, з яких неможливо одержати необхідну кількість води. **Південний регіон**, до складу якого входить 9 районів у межиріччі Дністра та Дунаю, найменш забезпечений підземними водами питної якості. Майже за всією його територією, крім міст Ізмаїл та Рені, ПВ містять надмірні концентрації розчинених солей та різних домішок.

Поверхневі джерела, що придатні для господарсько-питного водопостачання – ріки Дністер та Дунай, які протікають вздовж західних кордонів області, віддалені від основних споживачів води. Водопроводи, що одержують воду з поверхневих джерел, Одеський – з р. Дністер, Кілійський та Вилківський - з р. Дунай та Болградський - з озера Ялпуг. Всі інші користуються водою з підземних джерел.

Основним джерелом централізованого водопостачання м. Одеса та прилеглих районів є вода річки Дністер. Відхилення від нормативних значень у річковій воді зафіксовано лише для окремих показників, але після водопідготовки їх значення відповідають нормативним вимогам до якості питної води. Погіршення якості питної води відбувається насамперед у водопровідній мережі (її зношеність складає 50-60%, а фільтраційні втрати - близько 32%) та внутрішньодомових мережах, технічний стан яких на багатьох ділянках не відповідає вимогам санітарно-гігієнічної безпеки.

Альтернативним джерелом водопостачання Одеської агломерації є пластові підземні води верхньосарматського водоносного горизонту верхнього міоцену, який залягає на глибинах приблизно 120-130 м, які після очищення надаються споживачам через 15 бюветних комплексів, розташованих у різних частинах м. Одеса. Щоденно близько 50 тис. мешканців міста споживають понад 20 м³ води з бюветних комплексів.

За результатами інвентаризації всіх населених пунктів Миколаївської області з визначенням стану їх водозабезпечення водопостачання населення 5 міст області здійснюється з поверхневих водних джерел (річки Південний Буг, Інгул, Синюха та Софієвського водосховища). Більша частина населення області для питних потреб використовує воду з підземних горизонтів (свердловини, колодязі). При цьому значна кількість населених пунктів взагалі не має ні водопроводів, ні громадських колодязів. Їхні мешканці використовують воду з індивідуальних джерел, розташованих на власних подвір'ях. У такому випадку, не має гарантії, що вода відповідає встановленим стандартам і не несе за собою загрозу для здоров'я.

В області усього 877 населених пунктів. Водопроводів нараховано 526, з них лише 10 водопроводів, де в якості джерел водопостачання використані поверхневі водойми. В якості підземних джерел водокористування використано 534 джерела (громадські колодязі, або свердловини), які забезпечують питною водою ще 141 населений пункт, а в 260 селищах та селах відсутні будь-які громадські джерела питної води. Найгірша ситуація склалася в Єланецькому районі: 3 водопроводи на район, також незадовільна ситуація в Арбузинському - 12, Кривоозерському - 11, Новобузьському - 9. Це райони, де вкрай низький рівень забезпечення населення централізованим водопостачанням і проблема, фактично, не вирішується.

Водопостачання населення м. Миколаєва здійснюється МКП «Миколаївводоканал» за рахунок двох централізованих водопроводів з різними джерелами водопостачання: поверхневе джерело – р. Дніпро, водозабір, розташований в с. Микільське Херсонської області та підземне джерело – свердловина у селищі Матвіївка, яка забезпечує водою населення мікрорайону. Крім того, наявні 2 резервуара технічної води на 10 тис. м³ у цеху водогону «Дніпро-Миколаїв». На території м. Миколаїв також експлуатується 71 артезіанська свердловина, воду яких використовують для господарсько-питних цілей незначна частка населення. За сухим залишком, загальної жорстокістю та деякими іншими показниками підземні води перевищують максимальну норму. За забезпеченістю експлуатаційними запасами ПВ Миколаївська область посідає останнє місце в Україні.

Частка Херсонщини у загальному споживанні свіжої води по країні складала 12,2%; зазначений показник один з найвищих серед інших південних областей: Одеська область – 3,2%, Миколаївська область – 2,5%. У 47 свердловинах якість питних ПВ відповідає вимогам та об'єм води складає 12,9 млн. м³/рік, у 44 свердловинах якість ПВ відповідає вимогам за окремими показниками і експлуатація здійснюється з дозволу санітарно-епідеміологічної станції (об'єм - 9,1 млн. м³/рік). За забезпеченістю експлуатаційними запасами ПВ Херсонська область посідає перше місце серед південних регіонів України (0,74 м³/добу на одного мешканця; для порівняння в Одеській області - 0,18 м³/добу, а в Миколаївській області - 0,06 м³/добу, при середньому - 0,33 м³/добу на 1 мешканця в країні), що зумовлює постачання м. Херсон за рахунок ПВ верхньосарматського водного горизонту. Загальна кількість водозабірних свердловин глибиною 80-100 м – 151, але лише приблизно 50% від них є діючими.

Однак, незадовільна якість питної води у багатьох районах Херсонської області зумовлює підвищені показники захворювань травної та сечостатевої систем. Найгірша ситуація склалася в Іванівському, Білозерському, Високопільському, Каховському, Нововоронцовському, Генічеському та Великолепетиському районах. Голопристанський, Скадовський і Каланчацький райони потерпають від підтоплення, що є додатковим фактором погіршення якості води та інтенсифікації поширення інфекційних хвороб.

Питна вода в м. Херсоні добувається виключно з підземних джерел. Водоканал експлуатує 152 артезіанські свердловини, глибиною від 60 до 100 м. Вода з підземних джерел не потребує додаткового очищення та відповідає вимогам державних санітарних нормативів. Після видобування питна вода зберігається в 14 резервуарах (загальний об'єм 41 900 м³). Щоденний обсяг водопостачання у місті 50-55 тис. м³. Для доставки питної води працює 6 насосних станцій (26 насосів), 62 підвищувальних станцій (188 насосів).

Водопостачання Запорізької області також характеризується дефіцитом питної води. Єдиними поверхневими джерелами для забезпечення населення області є річки Дніпро (р. Дніпро має протяжність по території області 167,5 км, Каховське та Дніпровське водосховища мають об'єми води 18,2 і 3,3 км³, відповідно), Берда та Каховський магістральний канал. Р. Дніпро є головним джерелом питного водопостачання міст Запоріжжя, Бердянськ, Вільнянськ, населених пунктів Вільнянського, Запорізького та Новомиколаївського районів та ряду населених пунктів південних районів області.

Централізованим господарсько-питним водопостачанням забезпечені всі міста, 82 % селищ міського типу та 60 % сіл з охопленням близько 87 % населення. Привізною водою користується 6 % населення Запорізької області, яке проживає у 221 населеному пункті. Забір води на 96,2 % здійснюється з поверхневих джерел питного водопостачання (р. Дніпро) і лише на 3,8 % з підземних водозаборів.

У межах двох надзаплавних терас Дніпра забезпеченість водою всіх галузей народного господарства достатня. Але вже у кілометрі від заплави Дніпра починається безводний степ і вся решта частина області - біля 90 % її території - дуже бідна водними ресурсами. Середня густина річної мережі тут близько $0,12 \text{ км/км}^2$, тобто ще нижча, ніж у такому малозабезпеченому водою районі, як степовий Крим. Експлуатаційні запаси прісних підземних вод, придатних для питного водопостачання, становлять 118,9 млн. $\text{м}^3/\text{рік}$. Однак, територіально запаси придатних для питного водопостачання ПВ розподілені нерівномірно, так як мають різні гідрогеологічні умови формування: більш сприятливі вони для території Причорноморського басейну (кількість попередньо розвіданих ПВ становить в середньому 100,0 тис. $\text{м}^3/\text{добу}$), гірші - на площі Українського басейну - 2,0-13,2 тис. $\text{м}^3/\text{добу}$, а Вільнянський і Запорізький райони їх зовсім не мають. Найбільше розвідано запасів підземних вод у Мелітопольському (60,0 тис. $\text{м}^3/\text{добу}$) та Кам'янсько-Дніпровському (70,5 тис. $\text{м}^3/\text{добу}$) районах. В інших районах їх величина коливається у межах 5,4 – 39,9 тис. $\text{м}^3/\text{добу}$. Дев'ять районів області з двадцяти не мають експлуатаційних запасів прісної питної води. При цьому в області відсутні технічні можливості для транспортування води з поверхневих джерел у райони, які використовують підземні джерела водопостачання або є безводними.

Перспективи покращення ситуації з водозабезпеченням та якістю питної води знайшли своє відображення у Загальнодержавній цільовій програмі «Питна вода України» на 2011-2020 роки, аналіз виконання якої для південних областей також представлений у наших дослідженнях.

АНАЛІЗ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ

Тюлюкіна В.К., Саблій Л.А.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ
tvk28.11.99@gmail.com*

Евтрофікація природних водойм є проблемою, якою вже багато років переймаються екологи та дослідники. Ця проблема становить загрозу для здоров'я людей та тварин - токсини, що виділяють ціанобактерії при цвітінні водойм, можуть вражати імунну систему. Одним з факторів, що викликає евтрофікацію, є висока концентрація у водоймах сполук азоту та фосфору. Вони потрапляють у водойми при скиданні господарсько-побутових, промислових стічних вод та стічних вод тваринницьких ферм, які були недостатньо очищені від вищевказаних сполук.

Біологічна очистка стічних вод від азоту та фосфору, що базується на процесах амоніфікації, нітри-денітрифікації (деамоніфікації) та дефосфотації, в наш час є ефективною та екологічно вигідною [1].

Біологічне видалення азоту полягає в тому, що стічна вода проходить процеси амоніфікації (розкладання органічних азотовмісних сполук), нітрифікації (двохстадійне окиснення амонійних сполук азоту спочатку до нітритів, потім до нітратів) і денітрифікації (бактеріальному відновленні нітратного азоту до молекулярного, що супроводжується деструкцією органічних речовин) [2].

Біологічне очищення стічних вод від сполук фосфору відбувається завдяки його видаленню з біомасою надлишкового активного мулу, в складі якого присутні бактерії, здатні накопичувати фосфор у вигляді поліфосфатів в гранулах волютину, причому кількість акумульованого фосфору значно перевищує потреби самих бактерій [3].

Для забезпечення сучасних вимог до вмісту сполук азоту та фосфору в стічній воді, що скидають у природні водойми, потрібне використання сучасних технологій видалення азоту та фосфору із стічних вод.

Найбільш перспективними біологічними методами очистки стічних вод від сполук азоту та фосфору є процеси Modified UCT (University of Cape Town), Modified JNB (modified Johannesburg) та застосування мембранних технологій. Вибір конкретного методу очистки залежить насамперед від якісного складу стічних вод, що надходять на біологічну очистку, і вимог до якості очищеної води.

Процес Modified UCT (University of Cape Town) реалізують у послідовних анаеробній, двох аноксидних і аеробній зонах. В даному процесі перша аноксидна зона призначена для видалення азоту нітратів із зворотного активного мулу, друга аноксидна зона - для видалення нітратів, що утворюються в ході процесу нітрифікації в аеробній зоні, для забезпечення необхідної якості очищеної води за $N-NO_3$. Основні фактори, що впливають на ефективність процесу біологічного видалення фосфору, такі: тривалість знаходження стічної води в анаеробній зоні; тривалість перебування в аноксидних і аеробній зонах; концентрація легкоокиснюваних органічних сполук; вік активного мулу; концентрація нітратів в анаеробній зоні. В цьому методі виключається негативний вплив азоту нітратів на ефективність видалення фосфору в анаеробній зоні. Азоту загального в стічній воді на виході з очисної споруди становить $13,5 \text{ мг/дм}^3$, фосфору фосфатів – $0,68 \text{ мг/дм}^3$.

Процес Modified JNB (modified Johannesburg) являє собою послідовність зон - аноксидної (де відбувається денітрифікація), анаеробної (зменшення концентрації фосфору), другої аноксидної (видалення азоту нітратів і нітритів) і аеробної (в якій відбувається окиснення аміаку). Modified JNB здійснюють з рециклом мулової суміші - з кінця анаеробної зони до початку попередньої аноксидної, для забезпечення процесу денітрифікації органічними сполуками, що легко біологічно розкладаються. Цей процес простий в управлінні, але менш ефективний, ніж модифікований UCT-процес.

Застосування мембранних біореакторів (МБР) в біологічному очищенні стічних вод дозволяє повністю уникнути проблем з погіршенням якості очищеної води, що можливі при інших методах очистки. МБР використовують для очищення і доочищення стічних вод, технологія з використанням МБР в даний час найбільш активно розвивається в світі. Застосування мембранних біореакторів дозволяє, крім зменшення обсягів самих біореакторів, виключити зі схеми очищення стічних вод такі споруди, як вторинні відстійники і фільтри доочистки. Зміст завислих речовин в очищеній воді, що виходить з мембранних резервуарів, не перевищує 3 мг/дм^3 [2, 4].

Таким чином, проблема евтрофікації існує вже багато років. Вже давно встановили, що вагомим фактором евтрофікації є недотримання вимог до вмісту азоту та фосфору при скиданні стічних вод у водойми. Щоб вирішити цю проблему, потрібні сучасні методи очистки стічних вод. Такими методами є процеси Modified UCT (University of Cape Town), Modified JNB (modified Johannesburg) та застосування мембранних технологій. Ці методи вже застосовуються на очисних спорудах. У кожному методі є свої переваги і недоліки, тому для вибору методу

очистки треба опиратися на склад стічної води, що надходить на очисні споруди, і вимоги до якості очищеної стічної води.

1. Дубовик О. С., Маркевич Р. М. Совершенствование биотехнологий удаления азота и фосфора из городских сточных вод // Труды Белорусского государственного технологического университета. – 2016. – № 4. – С. 232–238. УДК 628.355
2. Бурнашова Е.Н., Семенов С.Ю., Мартынов М.С. Микробиологические методы очистки сточных вод от соединений азота // Достижения науки и техники АПК. 2015. Т.29. №2. С. 49-52.
3. Петухова Е.О., Ручкинова О.И. Дефосфатация сточных вод // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика. – 2017. – № 2. – С. 123–141. DOI: 10.15593/2409-5125/2017.02.11
4. Долина Л.Ф. Очистка сточных вод от биогенных элементов: Монография. – Днепрпетровск.: Континент. 2011. – 198с. ISBN 978-966-8733-07-3.

СОРБЦІЙНЕ ВИДАЛЕННЯ СПОЛУК АРСЕНУ ІЗ ЗАБРУДНЕНИХ МІНЕРАЛІЗОВАНИХ ВОД

Холодцько Ю.М., Тобілко В.Ю.

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

Сполуки арсену є одними із найбільш небезпечних неорганічних токсикантів, які забруднюють природні водні системи. Джерелами його надходження у поверхневі та підземні води є як природні (процеси геохімічного вилуговування ґрунтів), так і антропогенні (гірничо-збагачувальна промисловість, фармацевтична галузь, металургійні, нафтопереробні заводи та ін.).

У природних водах арсен знаходиться, в основному, в неорганічних формах As(V) та As(III), співвідношення між якими обумовлюється величиною рН та окисно-відновлювальним потенціалом водного середовища. Вміст сполук As(V) у поверхневих водах становить від 1 до 10 мкг/дм³, а у підземних водах регіонів, що зазнають впливу стічних вод металургійних та гірничо-збагачувальних комбінатів, його концентрація значно вища.

Практичне застосування традиційних методів очищення природних і стічних вод для вилучення арсену є обмеженим через утворення великої кількості концентрованих осадів, які необхідно знешкоджувати. Одним із ефективних методів видалення сполук арсену із вод є сорбційні із застосуванням як синтетичних, так і природних сорбуючих матеріалів. Головною їх перевагою у порівнянні з іншими фізико-хімічними методами є можливість майже повного доочищення водних розчинів від невисоких концентрацій забруднюючих речовин. Економічно доцільним при очищенні вод від неорганічних забруднювачів є використання в сорбційних процесах матеріалів на основі дешевої природної сировини – шаруватих силікатів.

Очищення вод від неорганічних токсикантів, які знаходяться у водах у формі аніонів (арсену), природними силікатами є складним завданням, адже їх поверхня, головним чином, негативно заряджена. Відомо, що композиційні сорбенти на основі глинистих мінералів та сполук заліза мають підвищену адсорбційну здатність порівняно з вихідними глинистими мінералами та набувають аніонообмінних властивостей, зберігаючи при цьому катіонообмінну здатність.

Метою роботи було вивчити основні фізико-хімічні особливості вилучення As(V) із мінералізованих вод композиційним матеріалом на основі монтморилоніту, обробленого (окси)гідроксидом заліза(III).

Одержання сорбенту полягало у нанесенні шару залізовмісного матеріалу на поверхню очищеного від домішок монтморилоніту (Черкаське родовище). Для цього до водної суспензії шаруватого мінералу додавали певний об'єм солі тривалентного заліза та осаджували (окси)гідроксид заліза(III) розчином гідроксиду калію. Процес синтезу вели при постійному перемішуванні. Після чого одержаний матеріал відмивали від надлишку солей, висушували, розтирали та просіювали.

Для визначення оптимальних умов вилучення іонів арсену отриманим матеріалом була вивчена кінетика сорбції. Показано, що стан рівноваги досягається швидше при використанні модифікованого монтморилоніту і складає менше, чим 30 хвилин. Відомо, що на ефективність вилучення іонів металів природними глинистими мінералами та сорбентами на їх основі суттєвий вплив має рН водного середовища. Проте отримані результати вказують на те, що величина рН не впливає на ступінь вилучення сполук арсену композиційним залізовмісним сорбентом у широкому діапазоні.

На ефективність вилучення арсену з водного середовища можуть впливати різноманітні неорганічні сполуки, більшість з яких здатна до конкуренції з арсеном за вільні ділянки поверхні. Тому було вивчено вплив сульфатів і фосфатів на процес вилучення As(V) ферумвмісним матеріалом.

Встановлено, що сульфати на величину сорбції арсену одержаним матеріалом практично не впливають при їх вмісті у воді до 100 ммоль/дм³. В свою чергу, фосфати, хімічна поведінка яких у водних розчинах аналогічна арсенатам, зменшують адсорбційну здатність залізовмісних матеріалів. Так, у вивченому діапазоні концентрацій ступінь вилучення арсену модифікованим монтморилонітом знижується вже при підвищенні вмісту фосфатів у порівнянні з арсеном у 20 разів.

Таким чином, обробка поверхні монтморилоніту ферумвмісними сполуками приводить до значного покращення сорбційної здатності щодо арсену у порівнянні з природним глинистим мінералом. Це вказує на те, що одержаний матеріал є ефективним при очищенні природних вод від арсенатів, в тому числі, мінералізованих.

МІКРОБІОЦЕНОЗИ БІОЛОГІЧНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД, ЩО ПЕРЕТВОРЮЮТЬ АЗОТВМІСНІ СПОЛУКИ, ТА ЇХ ВПЛИВ НА ПРОЦЕСИ В ПРИРОДНИХ ВОДОЙМАХ

¹Христенко А.М., ²Цитлішвілі К.О., ²Радіонов М.П.,

Науковий керівник ¹Юрченко В.О.

Харківський національний університет будівництва та архітектури, Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, Україна, м.Харків

На разі сучасні технології біологічної очистки стічних вод з глибоким видаленням біогенних елементів як в традиційній схемі (без зонування), так і при чергуванні аеробних та анаеробних умов і застосуванні рециклів передбачають залучення цілої низки еколого-трофічних груп бактерій, що окиснюють амонійний азот. Скиди очищених стічних вод для річкових вод являються потенційним джерелом поживних речовин, в тому числі азотвмісних, а також мікроорганізмів (включаючи амонійокиснюючих). Види і активність мікроорганізмів, які

розвиваються в стічних водах біологічних очисних споруд, можуть відрізнятися від тих, які виявляються в річці вгору за течією від скидання стічних вод через те, що автоселеція мікроорганізмів в очисних спорудах відбувається в інших екологічних умовах, ніж в природних водоймах. Тому стічні води, які скидаються з біологічних очисних споруд, можуть суттєво змінити кінетику мікробіологічних процесів (в тому числі тих, що належить до кругообігу азоту) в природній водоймі і концентрацію азотвмісних сполук.

Мікробіоценози біологічних очисних споруд здатні здійснювати всі основні стадії кругообігу азоту: азотфіксацію, амоніфікацію, нітрифікацію, асиміляційну й дисиміляційну нітратредукцію. Видалення амонійного азоту з стічних вод при біологічній очистці відбувається шляхом певної асиміляції його мікробіоценозами очисних споруд в конструктивному метаболізмі, та головним чином – шляхом окиснення хемолітоавтотрофними нітрифікуючими мікроорганізмами та анаммокс бактеріями. Нітрифікуючі мікроорганізми включають як амонійокиснюючі бактерії, так і археї (АОБ і АOA відповідно), які здійснюють 6-електронне окиснення NH_3 до NO_2^- (нітрифікатори I фази), і нітритокиснюючі бактерії (НОБ, нітрифікатори II фази), які виконують 2-електронне окиснення NO_2^- до NO_3^- . Сучасні відкриття в області мікробіологічного окиснення амонію привели до ревізії схем глобального циклу азоту і до додавання нових «гілок» в його окиснювальну частину. Так, Recently (наприкінці 2015 р.) описав «повні окиснювачі NH_3 » (comammox) бактерії, які здійснюють 8-електронне окиснення NH_3 до NO_3^- . Наприклад, бактерії роду *Nitrospira* самостійно здійснюють повну нітрифікацію амонію в нітрат, тобто один мікроорганізм проводить обидві фази процесу. Виявилось, що повна нітрифікація – це енергетично вигідний процес, а комаммокс-бактерії широко розповсюджені в природних середовищах існування. Відомі також деякі ґрунтові бактерії та цвілеві гриби, здатні до гетеротрофного окиснення аміаку. У цьому випадку іони амонію окиснюються до нітрату без запасання енергії.

Анаммокс-бактерії (анаммокс-планктоміцети), відкриті на початку 1990-х рр., здійснюють анаеробне окиснення амонію до газоподібного азоту. Процес широко розповсюджений в природі: завдяки йому утворюється основна частина атмосферного азоту. Ці мікроорганізми виявлені в морях і океанах та в різних прісноводних екосистемах, включаючи гарячі джерела. Причому анаеробне окиснення амонію може функціонувати паралельно з денітрифікацією. Ці процеси здатні взаємодіяти, і той або інший може домінувати в залежності від мінливих умов зовнішнього середовища.

Метою роботи є ідентифікація основних еколого-трофічних груп мікроорганізмів, що окиснюють сполуки азоту, в біоплівці очисних установок та в активному мулі очисних споруд, і оцінка впливу скидів стічних вод з КОС № 2 м. Харкова на процеси нітрифікації в природній водоймі – р. Уди.

Об'єктами досліджень слугували активний мул КОС № 2 м. Харкова, що здійснюють глибоку нітрифікацію стічних вод, та біоплівка лабораторної біодискової установки. Наявність та метаболічну активність амонійокиснюючих бактерій (нітрифікаторів I фази та анаммокс бактерій) в мікробіоценозах біоплівки та активного мулу визначали за допомогою мікробіологічних та хімічних методів (за газоподібними метаболітами). Аналіз газоповітряних середовищ здійснювали при газовій хроматографії. В природній водоймі проби води та донних відкладень відбирали на ділянках за 500 м до скиду міських очищених стічних вод та 500 м після скиду стічних вод. В зразках води при експозиції протягом 1-1,5 місяця в лабораторних умовах визначали динаміку концентрацій N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 (за методиками, рекомендованими нормативними документами України), швидкість окиснення амонію та розрахунково – концентрацію амонійокиснюючих мікроорганізмів. В донних відкладеннях біохімічним методом визначали активність ключового ферменту хемолітоавтотрофного окиснення амонію – гідроксиламін оксидоредуктази (ГДОР), і опосередковано – швидкість I фази нітрифікації.

Результати мікробіологічних та біохімічних досліджень мікробіоценозів, що здійснюють очистку від N-NH₄ міських (КОС м. Харкова) та промислових (лабораторна біодискова установка) стічних вод представлено в табл. 1.

Таблиця 1 – Мікробіологічні характеристики мікробіоценозів лабораторної установки та міських очисних споруд

Мікробіоценоз	Характеристики стічних вод			Мікробіологічні характеристики, концентрація бактерій, кл/г _{сух} біом	
	ХСК, мг/дм ³	N-NH ₄ , мг/дм ³	N-NO ₂ , мг/дм ³	нітрифікуючих I фази	сапрофітів
Біоплівка: початок біодискової установки	1100	122,6	120,2	9,5·10 ⁵	6,6·10 ⁹
кінець установки	≤ 30	25,3	0,23	2,5·10 ⁴	2,8·10 ³
Активний мул: початок аеротенку	110-160	16,7-19,1	0,6	10 ⁶ -10 ⁷	10 ¹⁴ -10 ¹⁵
кінець аеротенку	30-52	1,8-2,3	1,0	10 ⁶ -10 ⁸	10 ¹⁴ -10 ¹⁵

Як видно, досліджені мікробіоценози суттєво відрізнялись за концентрацією як хемоорганотрофних мікроорганізмів (сапрофітів), так і за концентрацією хемолітотрофних бактерій (нітрифікаторів I фази), що зумовлено складом та параметрами обробки стічних вод. В лабораторній установці наприкінці обробки стічних вод на відміну від аеротенку спостерігається суттєве зменшення концентрації нітрифікуючих бактерій, не зважаючи на зменшення концентрації органічних сполук (ХСК). Оскільки в лабораторну установку подається стічна вода із підвищеним вмістом амонійного азоту та нітритів, динаміка амонійного азоту та нітратів в кінці обробки дозволяє припустити наявність анамнокс процесу. Це припущення підтверджує хроматографічний аналіз газоповітряної суміші в установці: концентрація N₂ становила 85,69 %, CH₄ – 7,30 %, CO₂ – 1,80 %, H₂S – менше 0,001 %. Як відзначалось вище, високий вміст газоподібного азоту може бути зумовлений і денітрифікацією нітратів. Але невисокий вміст нітратів (≤ 2,0 мг/дм³) та H₂S в стічній вод наприкінці обробки дозволяє виключити високу активність як гетеротрофної, так і автотрофної денітрифікації.

Вплив скиду очищених стічних вод на процеси нітрифікації в природних водоймах досліджували на р. Уди, куди виконується скид очищених міських стічних вод з КОС № 2 м. Харкова. Дані середньорічної концентрації N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ в воді р. Уди представлені в табл. 2. Як видно, концентрація N-NH₄ на ділянці після скиду стічних вод у динаміці трьохрічного періоду стало зменшується, а N-NO₂ та N-NO₃ – стало зростає, що свідчить про збільшення активності нітрифікації в р. Уди після скиду очищених стічних вод. За даними лабораторного експерименту, концентрація нітрифікуючих бактерій I фази після скиду стічних вод в р. Уди збільшується практично на порядок (з 10³ до 10⁴ кл/см³), а швидкість I фази нітрифікації – більш ніж в 2,5 рази (з 0,48 до 1,29 мг N-NH₄ / (дм³ добу)). До того ж динаміка концентрацій N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ та їх співвідношення в процесі експозиції вод р. Уди, взятих до та після скиду стічних вод, суттєво відрізняється. Це свідчить про те, що в воді ріки

після скиду стічних вод не тільки про збільшується кількості нітрифікуючих бактерій, але й про зміну видового складу азотперетворюючих мікробіоценозів.

Таблиця 2 – Середньорічна концентрація азотвмісних сполук в воді р.Уди на ділянках до та після скиду очищених стічних вод

Ділянка р. Уди	Концентрація (мг/дм ³) по роках								
	N-NH ₄			N-NO ₂			N-NO ₃		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
500 м до скиду стічних вод	1,58	1,61	1,64	0,56	0,43	0,45	5,34	4,25	3,05
500 м після скиду стічних вод	1,49	1,55	1,52	0,58	0,60	0,63	5,38	4,87	4,09

Як свідчать одержані дані, показник активності фермента гідроксиламін оксидоредуктази в донних відкладеннях з р.Уди до та після скиду стічних вод має один і той же порядок значень, а, отже, і швидкість нітрифікації в цих донних відкладеннях практично однакова. Тому підвищення активності нітрифікації в р. Уди, яке було встановлено за даними багаторічного контролю концентрації азотовмісних сполук на ділянках до та після скиду стічних вод, зумовлене інтенсифікуючим впливом скиду очищених стічних вод на ці показники саме в водній товщі, а не на показники нітрифікації в донних відкладеннях. Такий висновок підтверджує дані французьких вчених, одержаних при вивчення нітрифікації в р. Сена. З урахуванням концентрації завислих речовин в стічних водах при скиді (≤ 15 мг/дм³) та об'єму скиду (180 тис. м³/добу), щоденна емісія нітрифікуючих бактерій з КОС № 2 м. Харкова в р. Уди може досягати $2,7(10^{15} - 10^{17})$ кл/добу.

На підставі одержаних даних можливо зробити наступні висновки:

1. В досліджених мікробіоценозах було виявлено наступні еколого-трофічні групи мікроорганізмів, що окиснюють амонійний азот: амонійокиснюючі бактерії (активний мул і біоплівка) та анаммокс бактерії (біоплівка лабораторної установки).
2. Відсутність анаммокс процесу в активному мулі, вірогідно, була зумовлена відносно низькою концентрацією N-NH₄ та N-NO₂ в оброблюваних стічних водах.
3. Скид глибоко очищених стічних вод в природну водойму суттєво підвищує концентрацію нітрифікуючих бактерій в водному стовпі, а, отже, нітрифікуючу здатність водного середовища та здатність його до «самоочищення» від амонійного азоту.
4. Скид глибоко очищених стічних вод змінює не тільки концентрацію амонійокиснюючих бактерій в природній водоймі, а й видовий склад азотперетворюючих мікроорганізмів.

АНАЛІЗ ПОПЕРЕДНЬОГО ФІЗИКО-ХІМІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД

Цінух В.Я., Саблій Л.А.

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

Попередня фізико-хімічна очистка є досить важливим етапом у технології очищення стічних вод (СВ), які утворюються на промислових підприємствах. Вона забезпечує отримання таких характеристик фізико-хімічного складу стічних вод, що не перешкоджають процесам подальшого біологічного очищення.

На сьогодні використовують низку методів очищення СВ від органічних і мінеральних речовин, рідин, газів та твердих частинок.

До фізико-хімічних способів очищення стічної води відносять такі: реагентні (коагуляція), флоатацію, сорбцію, іонний обмін, кристалізацію, екстракцію [1].

Коагуляцію застосовують при розмірі частинок 0,1-0,01 мкм, колоїдні частинки коагулянтів адсорбують забруднення і у вигляді пластивців осідають на дно споруди. В якості коагулянтів використовують солі алюмінію, заліза та магнію [2].

Метод флоатації зазвичай використовують для очищення стічних вод від завислих та органічних речовин. Розрізняють напірну, імперлерну та флоатацію із застосуванням пористих матеріалів. При напірній флоатації забруднення видаляються за допомогою бульбашок повітря і зосереджуються у вигляді піни на поверхні, звідки видаляються. Коагуляцію часто поєднують із флоатацією, адже їх одночасне застосування підвищує ефективність очищення.

При сорбції видалення забруднюючих речовин відбувається з допомогою поглинання забрудника певним сорбентом. Характер поглинання залежить від природи сорбенту, розрізняють: абсорбенти, адсорбенти та хімічні сорбенти. Переважно користуються адсорбцією, де у якості сорбенту найчастіше виступає зола, активоване вугілля, торф, силікагелі. Процес очищення може проходити двома способами, подрібнений адсорбент змішують із стічною водою та відділяють відстоюванням або пропускають стічну воду через насипний фільтр – шар адсорбенту, у даному випадку швидкість фільтрації 1-12 м/год при розмірі частин адсорбенту 0,8-5 мм [3].

При застосуванні іонного обміну, відбувається процес обміну між іонами солей, присутніми у СВ, та іонами. Очищення стічних вод даним методом дозволяє вилучати й утилізувати цінні домішки (сполуки миш'яку, фосфору, хром, цинк, свинець, мідь, ртуть та ін.). За зарядом іоніти поділяються на катіоніти і аніоніти, які проявляють, відповідно, кислотні та основні властивості [4].

Кристалізація допомагає звільнитися від забруднюючих речовин способом виморожування, забруднення видаляються із СВ у вигляді кристалів. Процес кристалізації часто відбувається у природніх водоймах та є ефективним при високій концентрації забруднюючих речовин [5].

Метод екстракції полягає у видаленні забруднюючих речовин з використанням екстрагенту (феноли, кислоти), сконцентровані в екстрагенті забруднення легко відділяться від розчинника. Даний метод є економічно вигідним при високій концентрації забруднень [2].

Всі вищеперераховані методи, мають свої переваги та недоліки, проте обираючи найбільш доцільний спосіб очищення СВ варто керуватись природою речовин-забрудників та економічними витратами на реалізацію технології. А також враховувати, що наступним етапом буде біологічне очищення, щоб забезпечити оптимальне середовище для життя мікроорганізмів.

Список використаної літератури:

1. Матвєєва О. Л. Аналіз проблем та перспектив використання методів очищення стічних вод /Матвєєва О.Л., Демянко Д.О., Огданська І.О. // Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту імені академіка Лазаряна В.— 2012. — Вип. (41). — С. 181–186.
2. Угляр Ю.М., Борщишин І.Д., Хром'як У.В. / Восточно-Европейский журнал передовых технологий «Электрофлотокоагуляційне очищення стічних вод підприємства» / 2014. - № 2(10). - С. 30-34.
3. Ваганов І.І., Маєвська І.В., Попович М.М. / Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища\ Навчальний посібник Вінниця ВНТУ 2014.
4. Айрапетян Т.С. «Технологія очистки промислових стічних вод» / Харків – ХНУМГ ім. О. М. Бекетова – 2017.
5. Штепа В.М. /«Обґрунтування алгоритму експериментально аналітичних досліджень режимів електротехнічної очистки вод агропромислових об'єктів з метою побудови енергоефективних систем управління» /"Енергетика і автоматика", №2, 2014 р.

**ЗАЛІЗО-МАРГАНЦЕВІ КІРКИ, СФОРМОВАНІ НА ПОВЕРХНІ ГРАНУЛ
ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ В ПРОЦЕСІ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД
ВІД Fe^{2+} і Mn^{2+} ЯК КАТАЛІЗАТОР ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ДЕМАНГАНЦІЇ**

Чарний Д. В., Мацелюк Є. М.

*Інститут водних проблем і меліорації НААНУ, Україна, м. Київ, dmitriych10@gmail.com;
evgen1523@ukr.net*

Більшість робіт по деманганції і знезалізненню води присвячені фізико-хімічним процесам із введенням додаткових реагентів, які, на думку авторів, забезпечують видалення наднормативних концентрацій цих сполук, особливо це стосується марганцю. Дещо менше є робіт з біологічної обробки подібних вод за допомогою хемолітотрофної мікробіоти. В дисертаційній роботі автора "Розвиток теоретичних засад і удосконалення технологій очищення природних вод в системах сільськогосподарського водопостачання" теоретично, експериментально і практично доведено можливість використання відразу двох безреагентних процесів – біотичного та абіотичного. Вони відбуваються паралельно і конкурують між собою при переведенні розчинних сполук Fe^{2+} і Mn^{2+} до нерозчинних форм. При такому очищенні води відбувається бурхливе і дуже швидке утворення залізо-марганцевої кірки (надалі ЗМ кірки) на поверхні субстрату. В нашому випадку субстратом є зерна фільтрувального завантаження з гранул пінополістиролу. Швидкість утворення візуальної кірки становить 10 – 25 діб. Утворена кірка, у свою чергу, стає каталізатором переходу $Mn(II) \rightarrow Mn(IV)$ та $Fe(II) \rightarrow Fe(III)$ і, відповідно, сприяє пришвидшенню переходу розчинних форм до нерозчинного стану з подальшим їх затриманням у товщі фільтрувального завантаження.

Каталітична дія пояснюється складом сформованої кірки. Спершу на поверхні гранули формується шар аморфного феріжедриту, а далі починає формуватися шар з вищих оксидів марганцю – Mn_3O_4 . В процесі його формування відбувається ущільнення аморфного феріжедриту. Потенціал – ζ поверхні з вищих оксидів марганцю $\sim (-9,33 \pm 0,341)$ мВ. І він ще активніше за феріжедрит сорбує на свою поверхню катіони Mn^{2+} , активно їх каталізує і

окиснює. При цьому позитивно заряджений катіон Mn^{2+} сприяє сорбції від'ємно заряджених колоїдів $Fe(OH)_3$. Вивчалися ЗМ кірки, що утворилися на гранулах фільтрувального завантаження двох станцій очищення підземних вод: 1 – в місті Узин Білоцерківського р-ну Київської області, 2 – в селі Червона Слобода Макарівського р-ну Київської обл.

В процесі дослідів встановлювались фізико-хімічні властивості залізо-марганцевих кірок, а також їх кристалічна будова. Для цього проводилися вимірювання товщини кірки на поверхні гранули за допомогою мікрометра МІКРОТЕХ МК-25, також визначалась маса кірок. Встановлювався вміст заліза і марганцю у відкладеннях за допомогою аналітичного методу шляхом вилугування. Додатково для визначення якісного складу кірки застосовано рентгенофлуоресцентну спектрометрію за допомогою обладнання ElvaX компанії "Елватех", за фірмовою методикою.

Фазовий склад ЗМ кірки досліджували методом рентгенівської дифрактометрії на установці ДРОН-УМ1 у монохроматичному $Cu-K\alpha$ -випромінюванні. В якості монохроматора використовували встановлений на дифрагованому пучку монокристал графіту. Обробку даних проводили з використанням програми для повнопрофільного аналізу дифракційних картин PowderCell 2.4.

Результати метричних вимірів кірки з гранул фільтрувального завантаження станції очищення води міста Узин наступні: товщина плівки на гранулах зі станції водопідготовки м. Узин становить: $0,518 \pm 0,209$ мм при $R=0,95$ і $\epsilon=40,347\%$; маса плівки на гранулах: $0,0039 \pm 0,0004$ г при $R=0,95$ і $\epsilon=10,256\%$. Виміряти подібні фізичні характеристики для кірок з гранул станції очищення води с. Червона Слобода не вдалося, структури, сформовані на поверхні гранул пінополістиролу, були надто "пластично-крихкими" для механічного вимірювання мікрометром. Маса плівки на гранулах: $0,841 \pm 0,049$ г при $R=0,95$ і $\epsilon=5,863\%$.

Вміст заліза і марганцю, які були вилугувані з кірок фільтрувального завантаження станції очищення води м. Узин, наступні: концентрація марганцю – $115,593 \pm 4,332$ мг/дм³ при $R=0,95$ і $\epsilon=3,747\%$, загального заліза – $55,333 \pm 30,853$ мг/дм³ при $R=0,95$ і $\epsilon=55,777\%$.

Вміст заліза і марганцю, які були вилугувані з кірок фільтрувального завантаження станції очищення води с. Червона Слобода: концентрація марганцю – $55,067 \pm 10,946$ мг/дм³ при $R=0,95$ і $\epsilon=19,878\%$, загального заліза – $100,476 \pm 4,284$ мг/дм³ при $R=0,95$ і $\epsilon=4,264\%$.

Відсоткову розшифровку спектрограми наведено в табл. 1.

Таблиця 1.

Відсоткова розшифровка спектрограми фільтрувального завантаження станції колонного типу в с. Червона Слобода

Елементи	Ca	Mn	Fe	Br
%	0,36	13,12	85,88	0,64

Кристалічну структуру плівки визначили за допомогою рентгенівської дифрактометрії. Отримані мінерали відносяться до манганітів - загальної формули MnO_x , де $1 < x < 2$. Манганіти характеризуються дисперсністю; деякі з них містять значну кількість рентгенаморфної фази і є метастабільними - з тенденціями перетворення у більш стійкі кристалічні фази. Нецілчисельне значення величини x веде до появи негативного заряду структури манганітів. Утворений в процесі водопідготовки на поверхні гранул манганіт дуже близький за структурою до тодорокіту.

Згідно із дослідженням Р. і В. Барнсів [34], манганіти поділяють за структурною ознакою на шаруваті (філломанганіти), ланцюгові і тунельні. До тунельних відносять - тодорокіт (Na, Ca, K) (Mg, Mn)[Mn_5O_{12}] $\cdot H_2O$. Його структура складається із зшитих поперечними зв'язками ланцюжків октаєдрів шириною в один або два октаєдра.

Маючи значний від'ємний заряд поверхні і відкриті кристалічні ґратки, манганіти захоплюють низку низьковалентних катіонів: Na^+ , K^+ , Br^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}

нейтралізуючи, тим самим, свій заряд. Це підтверджується нашими спостереженнями, які виявили стабільне зменшення загальної жорсткості очищеної води в процесі водопідготовки у порівнянні з вихідною. Підтверджують це і діаграми рентгенофлуоресцентної спектроскопії, на яких присутні піки кальцію. Раніше, на основі експериментів, було доведено досить високу ефективність пінополістиролу для часткової дезактивації поверхневих вод від $^{90}\text{Sr}^{2+}$, проте механізм цього процесу залишався недостатньо з'ясованим.

В процесі очищення води за розробленою технологією ми, одночасно з вилученням наднормативних концентрацій заліза і марганцю, отримуємо каталітичну плівку на поверхні гранул фільтрувального завантаження. Ця плівка сформована з ЗМ кірки як у вигляді кристалічної структури тодорокіту, так і у вигляді рентгенаморфної структури з вкрапленнями тодорокіту. Відповідно, у сформованій таким чином ЗМ кірці присутній значний відсоток вищих оксидів марганцю, які забезпечують каталітичну дію плівки відносно окиснення $\text{Mn}^{2+} \rightarrow \text{Mn}^{4+}$ і $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$. Експериментально підтверджено, що в процесі формування нового шару тодорокіту відбувається захоплення катіонів Vr^{2+} і Ca^{2+} , а це, у свою чергу, свідчить про потенційну можливість розробленої технології до вилучення з подібних вод інших низьковалентних катіонів, наприклад Mg^{2+} , Sr^{2+} (в т.ч. радіоактивних ізотопів), Cu^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} та інших. Спираючись на це ми стверджуємо, що отримана нова технологія водопідготовки на базі природних процесів геобіохімічних циклів заліза і марганцю, а також новий фільтрувальний матеріал зі значним потенціалом подальшого розвитку.

ДОСЛІДЖЕННЯ АДСОРБЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД КАТІОНІВ ХРОМУ

Черкасова М.А., Прибега Н.С., Фролова Л.А., Пасенко О.О.

Науковий керівник Фролова Л.А.,

ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет», м. Дніпро,

19kozak83@gmail.com

Хром широко використовується в різних галузях промисловості. Широке використання сполук хрому призводить до утворення великої кількості хромвмісних стічних вод (ХСВ). Сполуки хрому класифікуються як високотоксичні речовини. У стічних водах хром міститься в окислених Cr(VI) та у відновлених формах Cr(III) . Існуючі методи очищення мають низку недоліків. Зазвичай Cr(VI) відновлюється до Cr(III) , останній разом з іншими катіонами важких металів осаджується вапном, содою та іншими лужними реактивами.

Перспективним є використання адсорбційної технології. Для очищення ХСВ можуть використовуватися адсорбенти різного хімічного складу та механізму дії. Переваги технологій, що використовують адсорбенти - це високий ступінь видалення, легкі способи регенерації та можливість багаторазового використання. Однак більшість з них мають високу вартість, тому використання дешевих адсорбентів або хемісорбентів, які не поступаються за своїми властивостями дорогим аналогам, є актуальним.

Біочар – це адсорбент, подібний активованому вугіллю, отриманий з біомаси під час піролізу, при використанні його як біопалива. У цій роботі різні види біомаси піролізували до біочару. Потім біочари використовували для адсорбції іонів хрому зі стічних вод. Дослідження включало проведення декількох серій експериментів з різними адсорбентами: біочаз на основі хвойної деревини, кукурудзяних стебел, деревини акації, волоських горіхів, біомаса міскантуса.

За допомогою рентгенофазового аналізу було встановлено фазовий склад біочарів. Встановлено, що це аморфні речовини, що складаються з силікатів магнію, карбонату кальцію та оксиду кремнію. Саме аморфна структура забезпечує високу адсорбційну здатність. За ІЧ-спектрами можна констатувати, що карбоксильні та гідроксильні групи беруть участь у сорбції катіонів хрому.

Встановлена значна різниця між ефективністю вилучення катіонів хрому. Найбільш ефективними є біочари на основі листя кукурудзи та хвойної деревини.

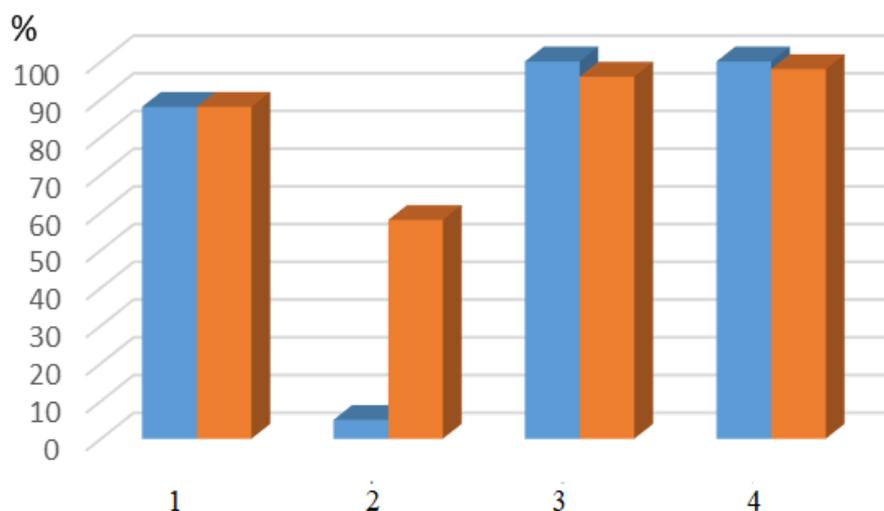


Рисунок Порівняльна характеристика різних адсорбентів 1- біоугілля на основі соломи, 2- біоугілля на основі шкаралупи волоського горіха, 3- біоугілля на основі кукурудзяного бадилля, 4- біоугілля на основі хвойних порід дерев

УДК 504.062.2

АНАЛІЗ АНАЕРОБНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВИНОРОБНИХ ПІДПРИЄМСТВ

Чорномисюк О.В.

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

*пр-т. Перемоги, 37, м. Київ, 03056, Україна
e-mail: vita197142@gmail.com*

Виноробна промисловість виробляє велику кількість стічних вод (СВ) ($1,08 \text{ м}^3 \text{ СВ/м}^3$ виробленого вина), які важко обробляти міськими очисними спорудами внаслідок високих концентрацій в них розчинних органічних кислот (оцтова, винна, пропіонова), етанолу, цукрів і спиртів, складних ефірів, змішаних з непостійними високомолекулярними сполуками (наприклад, поліфеноли, таніни, лігнін) (Litaor, 2015). За рік підприємства з виробництва вина скидають до 20 тис. м^3 СВ (в середньому 150 м^3 за добу), які представляють серйозну загрозу для навколишнього природного середовища, у зв'язку з чим проблема їх очистки, знешкодження і утилізації шкідливих речовин особливо актуальна.

Стічні води виноробних підприємств характеризуються такими показниками: БСК – 1700 мг/дм^3 , ХСК – 4000 мг/дм^3 , завислі речовини – 4100 мг/дм^3 (Litaor, 2015).

Для очищення висококонцентрованих стічних вод здебільшого використовують традиційні аеробні технології біологічного очищення. Але їх використання має низку недоліків: вплив на ефективність очищення нерівномірності надходження СВ за витратами і концентраціями забруднень, вміст токсичних для активного мулу речовин, невідповідність якості очищеної води встановленим нормам, спухання мулу внаслідок розвитку нитчастих бактерій, велика кількість надлишкового мулу, який потребує значних витрат на обробку та утилізацію. Саме тому анаеробна обробка набирає широкого розповсюдження серед методів очистки СВ виноробних підприємств: використання вільних клітини або флокул (анаеробні контактні розріджувачі, анаеробні лагуни), анаеробні гранули (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB), або біоплівки на нерухомій опорі (анаеробний фільтр) (табл.1) (Daud, 2018).

Таблиця 1. Характеристика анаеробних технологій очистки СВ

Технологія	Переваги	Недоліки	Ступінь очищення	Літ-ра
UASB-реактор	<ul style="list-style-type: none"> – витримування високих гідравлічних та органічних навантажень; – отримання біогазу; – отримання малих об'ємів осаду; – дешевизна конструкції. 	<ul style="list-style-type: none"> – складність в експлуатації; – тривалий час запуску; – необхідне постійне джерело електроенергії; – викиди та шлами вимагають подальшої обробки та/або відповідного розвантаження. 	Видалення ХСК до 83%, завислих речовин – до 80%. Вихід біогазу 2,0-2,5 м ³ /м ³ СВ/добу.	(Daud, 2018)
Анаеробні біофільтри з висхідним потоком (AF)	<ul style="list-style-type: none"> – повнота використання поверхні носія; – рівномірність розподілу біомаси за рахунок циркуляції; – потік перешкоджає заростанню кіркою dna фільтра та його засміченню. 	<ul style="list-style-type: none"> – низький ступінь очищення; – тривалість процесу; 	Ефективність видалення 70-75% Вихід біогазу 1,8-2,1 м ³ /м ³ СВ /добу	(Daud, 2018)
Анаеробна-аеробна технологія	<ul style="list-style-type: none"> – можливість одержання кормового білково-вітамінного продукту; – зменшення витрат повітря до 30 %; – використання оборотної води; – зниження антропогенного навантаження на довкілля; – висока стабільність очистки незалежно від концентрації забруднень у стічних водах. 	<ul style="list-style-type: none"> – складність в експлуатації; – неможливість видалення забруднень при низьких концентраціях; – високі капітальні затрати. 	Видалення БСК до 96%, ХСК – до 98%. Тривалість обробки – до 4 год.	(Moletta, 2005)

Таким чином, широке впровадження анаеробних технологій очистки стічних вод та відходів виноробних підприємств дозволяє очищати стічні води з будь-якою концентрацією забруднюючих речовин, скоротити тривалість очистки, зменшити капітальні витрати на будівництво очисних споруд, одержати біогаз як додаткове джерело енергії та активний мул як добриво для сільського господарства.

Література:

1. Litaor M.I. Treatment of winery wastewater with aerated cells mobile system / M.I.Litaor, N. Meir-Dinar, B. Castro // *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. – 2015. – P. 17-26.
2. Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment / [Daud M. K., Rizvi H., Akram M. F. And other]. - *Journal of Chemistry*. – 2018. – p. 13.
3. Moletta R. Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion / R. Moletta. - *Water Science and Technology*. – 2005. – pp. 137-144.

УДК 628.33

ПОРІВНЯННЯ ПРОЦЕСІВ АНАММОХ ТА ДЕНІТРИФІКАЦІЇ ПРИ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ

Шановалова Д.Ю., Саблій Л.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056, dawapovalova@gmail.com

Надлишок реакційноздатного азоту, що надходить у повітря внаслідок дії багатьох факторів, не тільки негативно впливає на здоров'я людини, він також сприяє забрудненню повітря та води, а також може спричинити руйнування складних екосистем. Щоб уникнути згубного впливу надлишкового азоту на навколишнє середовище, необхідно застосовувати методи очистки стічних вод, які забезпечують видалення сполук азоту. Багато очисних споруд застосовують хімічні речовини для очищення, однак методи біологічного видалення азоту більш виправдані з точки зору екологічності (за рахунок використання живих організмів) та економічності. Тому інтерес до біологічного очищення зростає. Біологічні підходи використовують особливості конкретних груп мікроорганізмів, які беруть участь у циклі азоту, для вилучення активного азоту з реакторних систем шляхом перетворення аміаку на газоподібний азот. Організми, що беруть участь у цьому процесі, включають автотрофні бактерії, що окиснюють аміак, археї, анаеробні бактерії, що окиснюють аміак (анамокс), окиснювачі нітритів [1].

Під час процесу денітрифікації мікроорганізми використовують нітрати замість кисню, щоб отримати енергію для росту та розмноження, і при цьому виділяють ферменти для відновлення нітрату до азоту. Денітрифікація відбувається у декілька послідовних стадій і є складним процесом.

Зазвичай денітрифікація відбувається в анаеробних середовищах з низькою концентрацією розчиненого кисню. У них нітрати (NO_3^-) або нітрити (NO_2^-) можуть бути використані як замітники кінцевого акцептора електронів, яким зазвичай виступає кисень, більш енергетично вигідний акцептор електронів. Денітрифікація також може відбуватися і в аеробних середовищах. За впливу кисню бактерії здатні утилізувати редуктазу оксиду азоту - фермент, який каталізує останню стадію денітрифікації. Аеробна денітрифікація може бути

виявлена в середовищах, де доступні коливальні концентрації кисню та знижений вміст вуглецю. Оптимальні умови існування бактерій-денітрифікаторів: $T = 25-37\text{ }^{\circ}\text{C}$ і $\text{pH} = 7-8$, коли концентрація розчиненого кисню становить $3-5\text{ мг/дм}^3$.

Анаммох-процес є альтернативним процесу денітрифікації і є більш вигідним, ураховуючи ряд процесів, що проходять у анаммоксосоми. За протікання даного процесу використовується NH_4^+ та NO_2^- з творенням газу N_2 , що є нетоксичним і міститься у повітрі (близько 75%) [2].

Бактерії Анаммох мають складну будову, яка поки є недостатньо вивченою. Реакція окиснення азоту відбувається в анаммоксосоми, яка займає більшу частину клітинного об'єму і є "прокаріотичною органелою". Наразі виявлено 10 видів бактерій Анаммох, які поділяються на 5 родів: *Kuenenia*, *Brocadia*, *Anammoxoglobus*, *Jettenia*, *Scalindua* [3].

Оскільки бактерії Анаммох є облігатними анаеробами, на відміну від бактерій-денітрифікаторів, процес оборотно інгібується концентрацією розчиненого кисню [4]. На метаболізм Анаммох бактерій впливає також концентрація нітритів. Незважаючи на те, що нітрит є субстратом для бактерій Анаммох, його концентрація може сповільнити або при більш високих концентраціях повністю (але оборотно) зупинити метаболізм клітин. На відміну від багатьох денітрифікуючих бактерій, Анаммох бактерії не потребують у якості субстрату метанолу. На основі досліджень, проведених із культурами Анаммох зі стічних вод, метанол був визначений як специфічний інгібітор процесу Анаммох. Додавання метанолу до середовища призвело до повної та незворотної втрати активності при концентраціях $\geq 0,5\text{ мМ}$ [5].

Таким чином, бактерії Анаммох удосконалюють процес очищення стічних вод (СВ) від неорганічних сполук азоту, оскільки не потребують для метаболізму присутності субстрату карбону - метанолу, який потрібно подавати у реактор, а також потребують приблизно вдвічі менше витрат кисню на окиснення амонійного азоту, оскільки необхідний для реакції Анаммох нітрит утворюється на першій стадії нітрифікації. Перевагою процесу анаеробного окиснення аміаку є те, що всі стадії перетворення протікають у одній клітині, у порівнянні з традиційними процесами нітрифікації-денітрифікації, проте забезпечення умов для підтримання життєдіяльності бактерій є складним і високовартісним. Найкращим методом очищення СВ від сполук азоту є поєднання процесу денітрифікації та Анаммох.

1. Holmes D. Nitrogen cycling during wastewater treatment [Електронний ресурс] / D. Holmes, Y. Dang, J. Smith. – 2018. – Режим доступу до ресурсу: <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2018.10.003>.

2. Reimann J. Metal Enzymes in "Impossible" Microorganisms Catalyzing the Anaerobic Oxidation of Ammonium and Methane [Електронний ресурс] / J. Reimann, M. Jetten, J. Keltjens. – 2014. – Режим доступу до ресурсу: https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-12415-5_7.

3. Jetten, M. S. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria / Jetten, M. S., 2009.

4. Szatkowska B. The Anammox process for nitrogen removal from wastewater – achievements and future challenges [Електронний ресурс] / B. Szatkowska, B. Paulsrud // 02. – 2014. – Режим доступу до ресурсу: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2014_902654.pdf.

5. Güven, D., Dapena A., Kartal B., Schmid M. C., Jetten M., 2005 Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 (2), 1066-1071

ПРОМИСЛОВІ СХЕМИ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА: ДЕЯКІ ПИТАННЯ РОБАСТНОСТІ ТА ГНУЧКОСТІ

*Шахновський А.М. *, Квітка О.О. *, Поплевський Г. **, Бохенек Р. ***

**Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського", Київ, e-mail: AMShakhn@kxtp.kpi.ua*

*** Ignacy Łukasiewicz Rzeszów University of Technology, e-mail: ichgp@prz.rzeszow.pl*

Нині запропоновано значну кількість процедур оптимального проектування сталих схем водного господарства (водоспоживання, водовідведення та водоочищення) – див. напр., [1]. При цьому є фактом, що результат проектування – вказані схеми водного господарства (СВГ), – є оптимальними насамперед з точки зору мінімізації споживання свіжої води. При цьому спроектовані оптимальні СВГ мають складну топологію, розраховані для стаціонарного стану, тобто не виявляють робастності (стійкості) до можливої у процесі експлуатації зміни технологічних параметрів якості води, відхилень т та коливань навколо величини номінальної витрати води, тощо. Прояв неоптимальності функціонування схеми водного господарства при такому підході є критичним, оскільки вимагає зупинення виробництва для переналаштування. Отже, важливою є задача створення робастних і гнучких СВГ, здатних ефективно функціонувати в умовах відхилення від стаціонарних режимів функціонування виробництва.

Під робастними методами тут розуміємо стійкі у стохастичному середовищі методи керування процесом проектування та експлуатації СВГ, тобто такі методи, які забезпечують ефективну роботу у важко передбачуваних умовах зміни параметрів технологічного процесу – [2]. Гнучка технологічна схема водного господарства покликана забезпечити переналаштування схеми із режиму на режим із мінімальними витратами ресурсів (включаючи матеріальні, людські ресурси, витрати часу) – [3].

Вказані вимоги до СВГ можуть бути забезпечені, зокрема:

- а) впровадженням систем автоматизації та керування виробництвом;
- б) підвищенням “відмовостійкості” СВГ шляхом використання спеціальних методів проектування.

Впровадження мікропроцесорної автоматизованої системи керування технологічними процесами водоспоживання, водовідведення та водоочищення є радикальним, але достатньо болісним (з точки зору матеріальних витрат, витрат часу, тощо) рішенням проблеми неоптимальності СВГ у випадках відхилення процесу від стаціонарного стану. Очевидною є недоцільність впровадження автоматизованої системи керування виключно для однієї із підсистем технологічного процесу. Тому у разі такого підходу сімейство рішень задачі оптимізації СВГ (для множини варіантів найбільш ймовірних експлуатаційних умов) інтегрується у загальний алгоритм оптимального керування технологічним процесом на виробництві.

Альтернативою у межах вказаного підходу є відмова від комплексних рішень. Масове поширення і стрімке здешевлення масових моделей малопотужних мікропроцесорів (наприклад, AVR ATmega), поширення доступних інструментальних засобів програмування мікропроцесорів (зокрема, сімейства Arduino) відкривають можливість розробки цілком професійно-спроможних рішень з автоматизації технологічних схем малого і середнього масштабу (аж до створення комп’ютерно-інтегрованих SCADA-систем автоматизації).

В свою чергу, підвищення “запасу стійкості” СВГ до відхилення від усталених режимів, внесення властивостей робастності та гнучкості на етапі проектування у СВГ є важливим підходом, що не виключає використання засобів автоматизації технологічної схеми.

Представлена робота присвячена важливим аспектам процесу проектування технологічних схем водного господарства, покликаним забезпечити робастність та гнучкість спроектованих схем. В окреслених межах представлено досвід співробітництва науковців

Національного технічного університету України «КПІ» та Жешувського технологічного університету, зокрема, у таких питаннях:

- 1) Зменшення невизначеності даних на етапах попереднього та основного проектування.
- 2) Проектування «гнучких» технологічних схем водного господарства.

Мінімізація невизначеності даних.

Зменшення або виключення невизначеності вихідних даних та невизначеності математичних моделей технологічних одиниць у більшості випадків вимагає застосування спеціальних методів планування оптимального експерименту. Оскільки на етапі передпроективання необхідну для проектування інформацію про об'єкт отримують шляхом аналізу літературних джерел, оцінки результатів дослідження аналогічних об'єктів і (що особливо важливо у випадку модернізації існуючого виробництва) шляхом опитування спеціалістів-технологів, цікавим є досвід авторів даного дослідження щодо «узагальнення» експертної інформації, аналізу її «несуперечності», тощо. Слід зауважити, що задача збирання вихідних даних часто є нетривіальною і творчою, оскільки значна частина потрібних даних не є необхідною у процесі експлуатації, і, як наслідок, такі дані можуть бути відсутніми або зберігатися несистематично [4].

Частина інформації про об'єкт проектування може бути отримана як результат дослідів, проведених при налагоджуванні технологічного процесу (під час запуску процесу в експлуатацію, виходу на стаціонарний режим після ремонтів, і т.д.) та у режимі нормальної експлуатації. Результати цих дослідів можуть бути опрацьовані статистичними методами теорії планування експерименту як малі масиви пасивної інформації. Внаслідок такого розрахунку може бути виконано, наприклад:

- визначення статистичних характеристик параметрів процесу як випадкових величин;
- оцінку законів розподілу вказаних величин, і т.п.

Очевидно, що малий обсяг інформації спричиняє наближеність характеристики досліджуваних змінних. Проте, як показує досвід, оцінки такого попереднього пасивного експерименту незначно відрізняються від оцінок основного (планованого) експерименту. При цьому повноцінний планований експеримент на виробництві вимагає значних витрат, зупинки виробництва і т.д.

Під час реєстрації вказаних даних автори зіткнулися також із проблемою достовірності вимірювань. Проблема оцінки похибок прямих, непрямих та сумісних вимірювань у більшості випадків вдається вирішувати із залученням спеціальних математичних методів. Проте успішно використовувати при подальшому проектуванні результати таких вимірювань можливо тільки у разі, якщо точність вимірювання (а також встановлення на певному рівні під час активного експерименту) «вхідних» параметрів хоча б на порядок вища за точність вимірювання досліджуваних змінних стану об'єкту. Додаткові проблеми реєстрації даних викликають інерційні (динамічні) властивості досліджуваної схеми, що часом унеможлиблює використання даних пасивного експерименту і вимагає збільшення тривалості проведення активних експериментів на об'єкті.

Проектування гнучких СВГ.

Під гнучкими схемами водного господарства розуміємо СВГ, оптимальні витратами води, за експлуатаційними витратами, довжиною трубопроводів забезпечення повторного водовикористання, та стійкі до змін множини параметрів водних потоків та зміни вимог технологічних процесів.

В основу розрахунку покладено комбінаторну процедуру синтезу СВГ шляхом системного спрощення так званої «узагальненої схеми». У склад узагальненої схеми водного господарства включають усі можливі з технічної та економічної точки зору можливості

сполучень процесів-водоспоживачів і процесів-водоочищувачів. У свою чергу, оптимізація математичної моделі узагальненої схеми покликана визначити «найкращі» значення витрат води для кожного із «сполучень» (трубопроводів всередині СВГ) із виключенням значної кількості із вказаних сполучень. Тобто, вирішення задачі оптимізації моделі узагальненої схеми СВГ дає оптимальну структуру СВГ (див., напр., [5]).

Як вже зазначалося, оптимальна СВГ, розрахована для конкретних значень технологічних параметрів, у разі зміни цих параметрів може працювати неоптимальним чином. Через обмеження у структурі схеми та обмеження витрат води в трубопроводах зміна параметрів функціонування складових СВГ може призвести до серйозних наслідків, аж до необхідності аварійної зупинки виробництва та внесення конструктивних змін до СВГ.

Пропонований тут метод проектування гнучких схем СВГ використовує теорему про кутові точки, як одну з базових теорем адитивної комбінаторики. Стосовно до оптимального проектування СВГ, теорему про кутові точки можна сформулювати наступним чином [5, 6]. Схема, яка оптимально працює для всіх комбінацій граничних значень параметрів (тобто, для усіх кутових точок), зможе оптимально працювати також для різних комбінацій значень параметрів із діапазону, визначеного цими крайніми значеннями.

Висновки. Представлені математичні підходи, запропоновані у процесі проектування схем водного господарства промислових підприємств проектування, мають на меті забезпечення робастності, стійкості до відхилень режиму функціонування підприємства від стаціонарного стану.

Дане дослідження присвячене світлій пам'яті професора Я. Єжовського (Жешувський технологічний університет), та професора Г. О. Статюхи (КПІ імені Ігоря Сікорського).

Представлене дослідження є частиною проекту «Розроблення сталих промислових схем водного господарства» (номер державної реєстрації 0117U005297).

Література:

1. Shakhnovsky A., Kvitka O. Design of sustainable industrial water networks: 1. Genesis of the systematic methods // Water and water purification technologies. Scientific and technical news. – Kyiv, 2019. – No. 1 (24) – pp. 34-44. URL: <http://wpt.kpi.ua/article/view/172907/172703>.
2. Математическое моделирование образовательных процессов: монография / В. В. Щипанов, Ю. К. Чернова, С. А. Крылова; ТГУ; под науч. ред. А.И. Субетто. - Тольятти: ТГУ, 2005. – 101 с.
3. Кондрашева С.Г., Лашков В.А. Разработка гибкой технологической схемы подготовки компонентов на химических предприятиях // Вестник Казанского технологического университета. 2015. №22. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/razrabotka-gibkoj-tehnologicheskoy-shemy-podgotovki-komponentov-na-himicheskikh-predpriyatiyah> (дата зверення: 11.10.2019).
4. Shakhnovsky A., Kvitka A., Statyukha G., Jezowski J., Jezowska A. On the statistical analysis of data for the water usage network design // Chemical and process engineering. – 2007. – v. 28. – p. 493-503.
5. Poplewski G. A new methodology for the synthesis of an optimum flexible water networks // Process Safety and Environmental Protection, Volume 95, May 2015, Pages 172-183. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.03.001>
6. Poplewski G., Shakhnovsky A. Designing of optimal and flexible total water networks // Комп'ютерне моделювання в хімії та технологіях і системах сталого розвитку – КМХТ-2019: Збірник наукових статей Сьомої міжнар. наук.-практ. конф. – Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019 – С. 278–284.

ПЕРСПЕКТИВИ ТА НЕДОЛІКИ ВИКОРИСТАННЯ ФІЗИЧНИХ І ХІМІЧНИХ МЕТОДІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ

Шахрай Д.К., Саблій Л.А.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056 dianashah2000@gmail.com

Стічні води характеризуються хімічним та біологічним типом забруднення, вони наповнені великою кількістю патогенних вірусів, бактерій, викидами підприємств, створюючи екологічне навантаження на навколишнє середовище. Актуальність теми полягає у виявленні ефективних і економічно вигідних методів знезараження води.

Знезараження стічних вод може відбуватись за допомогою найуживаніших фізичних (зокрема УФ-випромінюванням) та хімічних методів (наприклад, озонуванням та хлоруванням).

Знезараження ультрафіолетовим випромінюванням здійснюють з використанням УФ-променів з довжиною хвилі від 205 до 315 нм.

Максимальна бактерицидна дія спостерігається при 250-290 нм. Відбувається пошкодження молекул ДНК і РНК [1].

Перевагами знезараження води з УФ-опромінюванням є висока ефективність інактивації патогенних мікроорганізмів (універсальність і ефективність ураження різних мікроорганізмів – УФ-промені знищують не тільки вегетативні, але і споруутворюючі бактерії, які під час хлорування зберігають життєздатність), зберігається фізико-хімічний склад оброблюваної води; відсутність утворення вторинних продуктів; компактність установок.

Поряд з перевагами існують недоліки, такі як: падіння ефективності у випадку оброблення погано очищеної води (каламутна, кольорова вода); необхідність періодичного відмивання ламп від нальотів осадів у разі оброблення каламутної і твердої води; відсутня післядія, тобто можливе вторинне (після оброблення УФ опромінюванням) зараження води.

Озонування менш поширене в практиці водоочищення, оскільки необхідні досить значні дози озону (18-20 мг/дм³). Даний метод не є економічно вигідним (дороге обладнання) та безпечним, супроводжується значними витратами електроенергії. До переваг застосування слід віднести: знебарвлення, усунення присмаку і запахів у воді; ефективне знезараження, що відбувається за рахунок високої окиснювальної здатності озону; не виділяються сторонні домішки і шкідливі хімічні сполуки на відміну від застосування хлору.

Основними промисловими способами знезараження води залишаються хлорування та обробка УФ-випромінюванням. Хлорування має ряд позитивних (досягається повне очищення стоків від таких бактерій, як ентерококи, фекальні стрептококи, бактеріофаги та сальмонели) та негативних впливів (хлор здатний реагувати з органічними речовинами, утворюючи токсичні сполуки) [2].

Бактерицидна дія хлору залежить від концентрації, рН і тривалості контакту, не менше 30 хвилин.

Використання хлору в Європі, США, Японії неухильно падає. Однак, незважаючи на численні недоліки хлору і його сполук, відмовитися повністю від даного методу неможливо, оскільки трубопроводи в Україні застаріли і не готові до застосування інших варіантів знезараження. Метод менше вартує порівняно з іншими [3].

Отже, у ході опрацьованої літератури можна зробити висновок, що хімічні методи характеризуються утворенням побічних продуктів, найбільш економічно вигідним методом є хлорування. Оптимальним рішенням для досягнення найбільш ефективного результату є вибір методу, який залежить від характеристик забруднюючих речовин і від наявних у підприємств ресурсів, які необхідно буде затратити на проведення знезараження.

Література:

1. Бородин П. Методы обеззараживания городских сточных вод [Электронный ресурс] / П. Бородин, А. Бородулина, Д. Сибирцев // Международный научно-технический журнал «Теория. Практика. Инновации». – 2019. – Режим доступа : <http://www.tpinauka.ru/2019/02/Borodin.pdf>
2. Бреслов Б. Эффективность и экономическая целесообразность промышленных методов обеззараживания сточных вод / Б. Бреслов [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2012. – №1. – С. 34-41.
3. Долина Л. Ф. Новые методы и оборудование для обеззараживания сточных вод и природных вод. – Днепропетровск: Континент, 2003.- 218 с.

ВПЛИВ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВИХІД БІОГАЗУ ПРИ АНАЕРОБНОМУ ЗБРОДЖУВАННІ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

¹А.В. Шинкарчук, ²О.А. Козловець, ¹Н.Б. Голуб

¹Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ
²ПП «КІІВБУДПРОЕКТ», Україна, м. Київ
e-mail: d.m.shav@gmail.com

Використання у різних галузях промисловості сполук важких металів призводить до надходження їх у стічні води та осади після їх очищення. Зокрема, стічні води з виробництва гальванічних покриттів, сталі, шкірзаводів містять підвищений рівень таких важких металів як хром, кобальт, мідь, нікель, цинк, залізо, ртуть та свинець, що спричиняє проблеми при утилізації осадів стічних вод [1].

В процесі анаеробної утилізації осадів стічних вод асоціація мікроорганізмів використовує невелику кількість іонів важких металів, які відіграють важливу роль у процесі метаногенезу, оскільки входять до складу активних центрів (АЦ) ферментів, зокрема:

- Ni входить до складу СО-дегідрогенази, є АЦ метил-коензиму М редуктази (F430), H₂-залежних гідрогеназ, а також ацетил-коензим А синтетази;
- Fe входить до складу гідрогенази, СО-дегідрогенази, метан монооксигенази, NO-редуктази, супероксид дисмутази, нітрит і нітрат редуктаз, нітрогенази;
- Co є частиною кобаламіну, який каталізує перенесення метил-груп, а також СО-дегідрогенази і метилтрансферази;
- Zn входить до складу гідрогенази, формат дегідрогенази, супероксид дисмутази.

Доведено позитивний вплив металів як мікроелементів на анаеробний процес отримання біогазу. Однак при великих концентраціях важких металів спостерігається їх інгібуюча дія на анаеробний процес збродження. Токсичність важких металів, як правило, пов'язана із заміною металів ферментних протезних групах та зв'язуванням білкових молекул, що призводить до порушення структури та активності ферментів.

Дослідження [2] анаеробного збродження імітованих стічних вод (ХСК=33 г/дм³), що містять солі важких металів, проводили в анаеробному реакторі з нерухомим шаром синтетичних ламелей з поліетилену та глини (площа 0,52 м²) в якості підтримуючого матеріалу для утворення біоплівки. Процес очищення проводили при 37 °С протягом 10 діб. За цей період ХСК знижувався до 4,8 г/дм³. Випробування на токсичність з хлоридами міді, цинку або нікелю

показало, що 50% інгібування метаногенезу відбувалось за наявності 10 мг/дм³ CuCl₂, 40 мг/дм³ ZnCl₂ та 60 мг/дм³ NiCl₂.

Анаеробне зброджування осаду стічних вод у присутності іонів Ni²⁺, Cu²⁺ та Zn²⁺ протягом 14 діб показало зменшення ефективності утворення біогазу на 12 % у порівнянні з контрольним зразком без додавання важких металів [3]. Ефективним вирішенням проблеми утилізації осадів стічних вод, що містять важкі метали, є їх коферментація з органічними відходами інших виробництв. Це призводить до зменшення концентрації важких металів у сировині і позитивно впливає на утилізацію осадів та одержання біогазу.

Отже, при невисоких концентраціях іонів важких металів в осадах стічних вод асоціація анаеробних мікроорганізмів використовує для забезпечення життєдіяльності. При високих концентраціях надмірний вплив іонів важких металів викликає інгібуючу дію на виробництво біогазу та утилізацію осадів та очищення стічної води. Науковою задачею є визначення концентрації солей важких металів, за яких не відбувається інгібування розвитку мікроорганізмів, та їх взаємний вплив на продукування біогазу при утилізації осадів та очищенні стічної води.

1. A. Ghorpade Water treatment sludge for removal of heavy metals from electroplating wastewater / A. Ghorpade, M. M. Ahammed // Environmental Engineering Research. 2018;23(1): 92 :92-98. doi:<https://doi.org/10.4491/eer.2017.065>.

2. Zayed G. Inhibition of methane production from whey by heavy metals-protective effect of sulfide / Zayed G., Winter J. // Appl Microbiol Biotechnol. 2000. 53:726–731.

3. E. Zaleckas Evaluation of Heavy Metals Influence on Biogas Production / Ernestas Zaleckas, Egle Sendzikiene and Ruta Ciutelyte // Environmental Research, Engineering and Management, 2012. No. 4(62), P. 14-20. DOI:10.5755/j01.irem.62.4.2040.

ДОСЛІДЖЕННЯ І РОЗРОБКА ІНГІБІТОРІВ ТА КОМПОЗИЦІЙ ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ КОРОЗІЙНОЇ АГРЕСИВНОСТІ ВОДОНАФТОВИХ СЕРЕДОВИЩ

Шуриберко М.М., Гомеля М.Д., Шаблій Т.О.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ,
e-mail: mashashuryberko@gmail.com*

Агресивна дія корозійних середовищ призводить до посилення корозії обладнання, резервуарів, труб та трубопровідної арматури [1].

Корозійна агресивність водонафтової емульсії змінюється в залежності від складу водної фази, її співвідношення з вуглеводневою фазою, складу і кількості газоподібних речовин.

При розробці нафтових родовищ зі свердловини на поверхню надходить нафтогазоводяна суміш, яка складається з нафти, нафтового газу та пластової води. Нафта і нафтовий газ підлягають подальшому очищенню (видалення механічних домішок, солей, сірководню, вуглекислого газу тощо), а відокремлена пластова вода утилізується для різних потреб родовища.

Корозійна агресивність складових, що виділяються в процесі обробки нафти, залежить від їх хімічного складу та інших факторів.

Вуглеводневий газ, відокремлюваний від нафти, складається з суміші насичених вуглеводнів, які в корозійному відношенні не є небезпечними. Ці гази містять домішки

сірководню і вуглекислого газу, а при видобутку і переробці нафти до їх складу ще додається кисень повітря. Тому в даному випадку корозійні процеси протікають особливо інтенсивно.

За своїми діелектричними властивостями газовий конденсат близький до нафти, але при наявності сірководню, вуглекислого газу, кисню і води він стає корозійно-активним.

Вміст сірки в більшості нафт не перевищує 0,5 %. В нафті сірка може бути у вільному стані, у вигляді сірководню і сірчистих органічних сполук.

Пластові води містять велику кількість домішок (хлориди, сульфати, карбонати лужних і лужно-земельних металів) і являють собою складні багатокomпонентні системи. Відповідно вони мають високу електропровідність, що сприяє інтенсивному протіканню електрохімічної корозії. Корозійний вплив води на конструкційні матеріали залежить від загальної мінералізації води [2]. У жорсткій воді утворення захисної вапняної плівки більш імовірно [3], ніж у м'якій, тому жорсткі води менш агресивні, ніж м'які, по відношенню до сталі. Крім того, утворені продукти корозії у вигляді осадів сульфідів і оксидів заліза мають високі абразивні властивості і в потоці води підсилюють корозію.

Нафтопродукти, які застосовуються в різних галузях промисловості, також мають високу корозійну агресивність. Так, наприклад, нефраси – нафтові розчинники, характеризуються:

- здатністю видаляти органічні забруднення з поверхні металів;
- швидко розчинятися;
- утворювати мінімальну кількість відкладень та через наявність в розчинниках сірчистих сполук мають високу корозійну агресивність.

Як видно з вище описаного, через широкий якісний і кількісний спектр складу розчинів проблема боротьби з корозією сталі в водонафтовому середовищі є досить складною та актуальною. Тому актуальними є дослідження з пошуку ефективних композицій для зниження корозійної агресивності нафтовмісних вод в залежності від їх нафто-мінерального складу та визначення оптимальних параметрів.

Одним зі шляхів вирішення цього завдання є підбір та застосування на всіх стадіях нафтокористування інгібіторів корозії металів. Основними вимогами до перспективних інгібіторів є їх висока ефективність дії, нетоксичність та невисока вартість [1, 2].

Відомо [4], що ароматичні азотвмісні сполуки мають інгібуючі властивості щодо корозії металу в агресивних середовищах. Не дивлячись на те, що алкілімідазоліни при доступі атмосферної вологи за підвищеної температури можуть повільно гідролізуватись до амідо-амінів, зміна хімічного складу інгібітора не позначається на його ефективності в умовах вуглекислотної та сірководневої корозії. Тому в роботі були розроблені композиції на основі алкілімідазолінів та визначені їх ефективності щодо захисту сталі 20 від корозії масометричним методом.

На першому етапі досліджень визначали вплив хімічного складу водних розчинів на швидкість корозії сталі 20.

Дослідження показали, що солоні розчини (дистильована вода; 30 г/дм³ NaCl; 3 г/дм³ CH₃COOH) характеризуються високою корозійною агресивністю. Швидкість корозії такого розчину становить 4,0352505 г/(м²·год). Присутність сульфату натрію зменшує агресивність води в 1,5 рази ($W = 2,643785$ г/(м²·год) за рахунок зв'язування розчиненого у воді кисню сульфатом натрію.

Нафта сама по собі має інгібуючий ефект. Так, при додаванні в солоний розчин нафти (розчин: нафта – 3,35:1) спостерігається зменшення майже в 2 рази швидкості корозії сталі при температурі 80 °С. Даний показник знижується до 2,820036 г/(м²·год). А при температурі 30 °С швидкість корозії становить всього 0,320234 г/(м²·год).

Мінералізація води суттєво впливає на її корозійну агресивність. При збільшенні мінералізації води (заміна дистильованої води на водопровідну воду при всіх інших однакових

концентраціях солей) швидкість корозії металу зростає до 4,71243 г/(м²·год). Це в 1,67 рази більше, ніж в разі застосування розчину, приготовленого на дистильованій воді. А зі збільшенням ще і сольової складової розчину (100 г/дм³ NaCl) швидкість корозії сталі зростає до 5,510204 г/(м²·год).

На другому етапі роботи визначали вплив алкілімідазолінів на корозійну агресивність нафтовмісних водних розчинів (P-1, P-2, P-3, P-3*, P-4, P-5). Діапазон робочих концентрацій становив (0 – 50 мг/дм³).

* – температура розчину 30 °С.

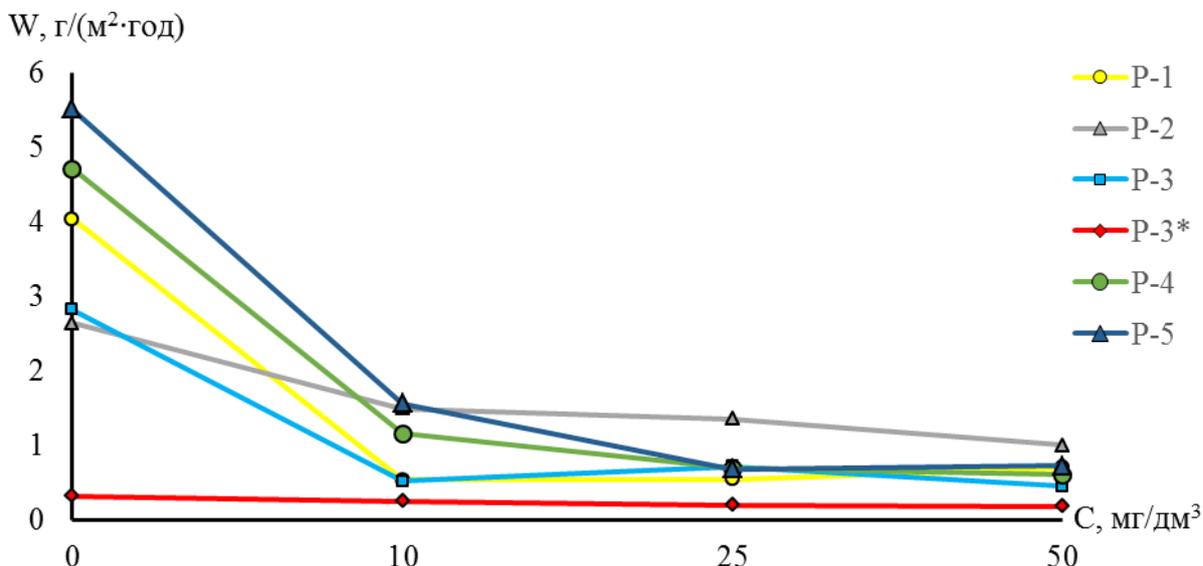


Рис. 1. Зменшення швидкості корозії сталі 20 в залежності від складу вихідного розчину P-1 – P-5 та концентрації алкілімідазолінів при температурі 80 °С

Інтенсивність зменшення швидкості корозії металу, як видно з рис. 1, суттєво залежить від агресивності вихідного середовища. Чим агресивніше середовище, тим більший прояв ефективності алкілімідазолінів. Для самого агресивного розчину (P-5) швидкість корозії зменшується з 5,510204 г/(м²·год) при концентрації 0 мг/дм³ до 0,68323 г/(м²·год) при концентрації 25 мг/дм³. Наявність нафти у розчині природньо зменшує вихідну агресивність води. Вихідна швидкість корозії нафтовмісного розчину становить 2,820036 г/(м²·год). Використання алкілімідазолінів у концентрації 10 мг/дм³ для такого розчину призводить до зменшення швидкості корозії до 0,51948 г/(м²·год). І це спостерігається при температурі 80 °С. Для 30 °С, по-перше, вихідна швидкість корозії незначна (0,320234 г/(м²·год)), по-друге, при використанні алкілімідазолінів вона практично не змінюється і становить 0,196878 г/(м²·год) при дозі інгібітора 25 мг/дм³.

Для підвищення ефективності алкілімідазолінів були розроблені композиції на їх основі. В роботі визначались ефективності композицій алкілімідазолінів+бензотриазол у різних співвідношеннях компонентів.

В роботі також проводились дослідження по визначенню ефективності композицій для зниження корозійної агресивності вод при використанні в якості нафтопродукту петролейного ефіру (нафтовий ефір, масло Шервуда). Це суміш легких аліфатичних вуглеводнів (пентанів і гексанів), яка отримується з супутніх нафтових газів і легких фракцій нафти.

Застосування в якості інгібіторів корозії сталі алкілпіридинів (50 мг/дм³) не призводить до позитивного ефекту. Навпаки, даний реагент викликає збільшення корозії металу. Лише в

присутності сульфату натрію при 30 °С спостерігається незначний результат. Ступінь захисту становить в даному випадку 21,948 %.

Інгібітори на основі алкілімідазолінів є перспективними не лише в нафтопереробці, але і при захисті трубопроводів і обладнання від корозії у водному середовищі з високим рівнем мінералізації. В присутності нафти та нафтопродуктів у значних концентраціях завдяки адсорбції імідазолінових азотмістких кілець на металі відбувається гідрофобізація його поверхні за рахунок вуглеводневих радикалів імідазолінів. Це призводить до утворення міцної вуглеводневої плівки на металі, яка надійно захищає його від корозії. Перевагою алкілімідазолінів також є те, що за рахунок гідрофільної та гідрофобної складових їхніх молекул вони добре розчиняються як у нафтопродуктах, так і у водному середовищі. Це забезпечує високу їх ефективність як у воді у присутності нафтопродуктів, так і у нафті, в присутності води.

Головним недоліком інгібіторів на основі алкілімідазолінів є їх відносно висока собівартість, так як один з основних компонентів їх синтезу є поліетиленполіаміни, які на сьогодні на Україні не виробляються. Тому ціна їх на ринку є досить високою.

В разі застосування інгібіторів корозії сталі на основі алкілімідазолінів можливо досягти високої ефективності захисту від руйнування як нафтопроводів, де, крім нафти, завжди присутні домішки мінералізованої води, так і водопроводів, де у високомінералізованих водах присутні домішки нафти. Крім того, при використанні відходів виробництв – кислот талового масла, або при застосуванні рослинних олій замість синтетичних карбонових кислот в процесах виробництва алкілімідазолінів можна суттєво знизити їх собівартість.

Враховуючи те, що трубопроводи, по яких транспортують нафту або мінералізовану воду, використовуються і у зимовий період, то існує загроза замерзання, кристалізації або значного загустіння імідазолінів при зберіганні на неопалювальних складах. Для запобігання цьому їх необхідно використовувати у вигляді 40 – 50 % розчинів у керосині.

1. New inhibitors of corrosion and depositions of sediments for water circulation systems / Gomelya N. D., Shabliy T. A., Trohymenko A. G., Shuryberko M. M. // Journal of Water Chemistry and Technology. 2017. Vol. 39, Issue 2. P. 92–96.

2. Сучасні методи кондиціонування та очистки води в промисловості. Монографія / Гомеля М. Д., Радовенчик В. М., Шаблій Т. О. К.: Графіка, 2007. 168 с.

3. Модифікація карбонатно-накипних осадів для захисту від корозії теплообмінної поверхні / Пагер С. М., Герасименко Ю. С. // Вісник Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля. 2013. № 13. С. 54–65.

4. Deyab, M. A. (2018). Corrosion inhibition of heat exchanger tubing material (titanium) in MSF desalination plants in acid cleaning solution using aromatic nitro compounds. Desalination, 439, 73–79.

БІОПЛІВКИ В ЕКОЛОГІЧНИХ БІОТЕХНОЛОГІЯХ

Щурська К. О., Кузьмінський Є. В.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, k.shchurska@kpi.ua

Викопні біоплівки є першими проявами життя на Землі та представлені найбільш успішною формою життя при заселенні ґрунту, осадів, мінеральних і рослинних поверхонь в природі, включаючи екстремальні місця перебування, - такі як системи пор в льодовиках, гарячі джерела і навіть області, сильно опромінені установками ядерної енергії. Утворення біоплівок є однією зі стратегій виживання бактерій у навколишньому середовищі [1].

Біоплівки надзвичайно поширені в природі. Відповідно до сучасних концепцій у природних середовищах 95÷99% мікроорганізмів існують у формі біоплівки. Формування біоплівок також відзначено у більшості бактерій в клінічних і промислових умовах. До теперішнього часу достовірно доведена роль мікробних біоплівок у виникненні та розвитку низки захворювань. Всі ці захворювання важко лікуються, мають високу частоту рецидивів і деякі з них можуть стати причиною летальних випадків [2].

В той же час біоплівка мікроорганізмів може бути використана в природоохоронних біотехнологіях, зокрема, для очищення стічних вод, рекультивації забруднених ґрунтів, отримання електричної енергії в біопаливних елементах. Використання природних або штучних біоплівок в навколишньому середовищі дозволяє видалити забруднення з ґрунту та водних об'єктів. Біоплівки можуть забезпечувати підвищену стійкість бактерій-продуцентів до дії токсичних речовин, присутніх в середовищі. Утворення біоплівок бактеріями-антагоністами фітопатогенів сприяє конкурентній боротьбі цих бактерій з мікроорганізмами - збудниками захворювань рослин; цей фактор важливий для розвитку ефективних методів біоконтролю. Сказане вище свідчить про важливість вивчення закономірностей утворення біоплівок і дії різних сполук на біоплівки і їх формування. Вирішення цієї проблеми є актуальним в фундаментальному відношенні і вкрай важливим для медицини і сільського господарства, біотехнологій, зокрема природоохоронного напрямку [3].

Метою даної роботи є огляд особливостей формування та функціонування біоплівок, які використовуються в екологічних біотехнологіях.

У природних умовах тверда поверхня, занурена у воду, негайно покривається так званою первинною (кондиціонуючою) плівкою, яка змінює властивості цієї поверхні. Утворення цього шару молекул – це перша стадія, що передують утворенню бактеріальної плівки в строгому розумінні.

Наступним етапом є процес мікробної зворотної адгезії, коли мікроорганізми кріпляться до твердої поверхні. На цій стадії між молекулами та структурами на поверхні мікроорганізму та твердого субстрату діють неспецифічні фізико-хімічні сили взаємодії (дисперсійні сили, гідрофобні, електростатичні та сили Ван дер Ваальса). Як живі, так і мертві мікробні клітини здатні до такого типу адгезії. Ця стадія є оборотною.

Наступний етап – незворотна адгезія, починається, коли клітина незворотно приєднується до поверхні. Ця фаза, у свою чергу, складається з декількох незалежних етапів формування біоплівки. Протягом певного періоду після прикріплення до поверхні клітини можуть рухатися по поверхні за допомогою джгутиків та пілій. Згодом клітини втрачають рухливість і деякі з них прикріплюються одна до одної; починається виділення позаклітинних полімерів (полісахаридів, ліпополісахаридів, глікопротеїнів), які утворюють позаклітинний полімерний матрикс [4]. Позаклітинні полімери, синтезовані бактеріями і входять до складу біоплівок, складаються головним чином з полісахаридів, білків і поліуронових кислот. Вони складають 50÷80% маси органічної речовини плівок і визначають їх механічні та фізичні властивості, близькі до властивостей пористих полімерних гелів. При очищенні від забруднень позаклітинні полімери краще сорбують такі речовини, як ароматичні вуглеводні (50÷60% загальної кількості забруднень, біоплівок, що сорбуються) і гірше – важкі метали (близько 15÷25%) [5].

Після цього надходять вторинні колонізатори, тобто мікроорганізми, які приєднуються до клітин, локалізованих на поверхні. Накопичуються поживні речовини, клітини починають ділитися. Одночасно зі збільшенням товщини біоплівки формуються її специфічні структури: порожнини, канали, відростки та пори. За сприятливих умов цей етап нарощування зрілої біоплівки триває досить тривалий час. За несприятливих умов біоплівка вступає в свою останню стадію, дезінтеграцію, деградацію та втрату одних клітин та звільнення інших у вигляді вільно плаваючих (планктонних) клітин, які здатні через деякий час прикріпитися до поверхні і утворити нову колонію [4].

У товщі біоплівки значно обмежений транспорт поживних речовин, що призводить до виникнення концентраційних градієнтів в біоплівці. Через різницю концентрацій кисню на поверхні біоплівки і в її товщі, може виникати розподіл на аеробні і анаеробні зони. Виникнення зон в структурі біоплівки дозволяє іммобілізованим мікроорганізмам використовувати багато неорганічних і органічних субстратів [6÷8].

Таким чином, міжклітинний матрикс виконує ряд важливих функцій. Перш за все, структуроутворюючу функцію, так як завдяки матриксу колонія складається не з поодиноких клітин, а з субколоніальних асоціацій, які зустрічаються, як у грамположитивних, так і в грамнегативних бактерій [9]. До структури колоній відносяться також порожнисті трубочки з позаклітинних полісахаридів та інших біополімерів. Мікроканали призначені для транспорту речовин. Крім цього, через подібні трубочки мігрують клітини колоній, зазвичай у вигляді дрібних L-форм. Подібні «відстріли» характерні для тих видів бактерій, що входять до складу симбіотичної мікробіоти людини і тварин [10]. Захисна роль полягає в тому, що огортаючи клітини, матрикс виступає як буферне внутрішнє середовище колонії, яке захищає окремі клітини і колонію в цілому від несприятливих зовнішніх факторів (висихання, нагрівання / охолодження, атаки гідролітичних ферментів та ін.) Полісахаридні і пептидні компоненти матриксу включають в себе ряд кріо-, термо- і ксеропротекторів. Комунікативна роль характеризується тим, що в матрикс виділяються і по ньому поширюються екзометаболіти та продукти автолізу клітин, включаючи хімічні сигнальні речовини, які служать для оцінки щільності власної популяції. У ряді випадків сигнальні речовини присутні в супернатанті мікробної культури лише в незначних концентраціях, оскільки затримуються в матриксі, де і виконують свою функцію. Багато видів бактерій зберігають надклітинну організацію і позаклітинний матрикс при культивуванні на рідких середовищах [11].

Фізіологічні процеси, що відбуваються в біоплівці, відрізняються від фізіології чистих культур цих же бактерій. Реакція мікроорганізмів на зміну умов навколишнього середовища в біоплівці істотно відрізняється від реакції кожного окремого виду в монокультурі. Така організація забезпечує її фізіологічну і функціональну стабільність і є основою конкурентного виживання в екологічній ніші.

Хоча біологічні процеси, засновані на суспендованій біомасі, є ефективними для вилучення органічних сполук із побутових стічних вод, існують такі проблеми, як осадження мулу та потреба у великих реакторах, відстійниках та утилізації біомаси. Процеси за використання біоплівки виявилися вдалим варіантом для видалення органічних компонентів і не мають більшості проблем, які характерні для процесів з використанням активованого мулу. Застосування реакторів з біоплівкою особливо актуально за умов, коли мікроорганізми повільно зростають і повинні утримуватися в реакторі.

Щодо біопаливних елементів, то біоплівка мікроорганізмів з екзоелектрогенними властивостями має визначальне значення для процесів генерування електричної енергії, адже саме екзоелектрогени біоплівки є продуцентами як електронів, так і протонів водню, які рекомбінують у молекули води на катоді.

Більшість сучасних біопаливних елементів, що використовують стічні води як субстрати, базуються на змішаних мікробіальних культурах, як правило, відібраних у природному середовищі. Такі підходи дають змогу використовувати широке коло субстратів, збільшувати концентрації забруднюючих речовин у них, а також створювати проточні умови в біопаливних елементах.

Підсумовуючи вище наведене, можна стверджувати, що властивості біоплівок дають змогу успішно вирішувати актуальні проблеми екологічної біотехнології. Розуміючи процеси формування таких мікробіологічних утворень, можна підвищувати ефективність таких систем та скорочувати час їхнього утворення в штучно створених умовах.

1. Ильина Т.С. Биопленки как способ существования бактерий в окружающей среде и организме хозяина: феномен, генетический контроль и системы регуляции их развития / Т.С. Ильина, Ю.М. Романова, А.Л. Гинцбург // Генетика. – 2004. – № 40. – С. 1–12.
2. Мальцев С.В. Что такое биопленка? / С.В. Мальцев, Г.Ш. Мансурова // Практическая медицина. – 2011. – №53. – С. 7–10.
3. Kumar M. Y. Role of Biofilms in Environment Pollution and Control / M. Y. Kumar // Microbial Biotechnology. – Singapore : Springer Nature Pte Ltd, 2017. – P. 377–398.
4. Nikolaev Iu.A. Biofilm—“City of Microbes” or an Analogue of Multicellular Organisms? / Iu.A. Nikolaev, V.K. Plakunov // Microbiology. – 2007. – Vol. 76 (No. 2). – P. 149–163.
5. Shahot K. Review on Biofilm Processes for Wastewater Treatment / K. Shahot, A. Idris, R. Omar, H.M. Yusoff // Life Science Journal. – 2014. – №11. – P. 1–13.
6. Сироткин А. С. Агрегация микроорганизмов: флоккулы, биопленки, микробные гранулы / А. С. Сироткин, Г. И. Шагинурова, К. Г. Ипполитов. – Казань : Фэн : Акад. наук РТ, 2007. – 157 с.
7. Гребенщикова И. А. Очистка сточной воды гидролизного производства в анаэробных биореакторах / И. А. Гребенщикова // Биотехнология. – 2002. – № 4. – С. 70–79.
8. Сироткин А.С. Биологическая трансформация соединений азота в процессе биофильтрации сточных вод / А.С. Сироткин, Е.Н. Семенова, Г.И.Нагинурова // Биотехнология. – 2008. – №3. – С. 77–85.
9. О. І. Сідашенко, О. С. Воронкова, О. А. Сірокваша, А. І. Вінніков Біоплівка як особлива форма організації бактерій та її роль в інфекційних процесах Вісник проблем біології і медицини. – 2013. – Вип. 3, Том 2 (103). – С. 36–41
10. Tetz V. V. The effect of antimicrobial agents and mutagen on bacterial cells in colonies / V. V. Tetz // Med. Microbiol. Lett. – 1999. – № 5. – P. 426 – 436.
11. Чеботарь И. В. Новый метод количественного учета кокков в надклеточных образованиях – кластерах и биопленках / И. В. Чеботарь, Е. А. Таланин, Е. Д. Кончакова // Современные технологии в медицине. – 2010. – № 3. – С. 14 – 17.

ЗНЕШКОДЖЕННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ ВЕРМИКОПОСТУВАННЯ

Юрченко А.В., Жукова В.С.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, ang.vl.yurchenko@gmail.com

Сьогодні процес біологічного очищення стічних вод широко застосовується майже в усьому світі. Цей процес супроводжується утворенням значної кількості осадів, які майже не використовуються, а складаються на спеціальних мулових майданчиках.

Згідно даних, оприлюднених Комісією з питань довкілля Союзу балтійських міст кількість осаду, що утворюється щорічно у Польщі, станом на 2010, дорівнює 520 000 тон сухої речовини. За прогнозами кількість осаду, що утвориться на водоочисних станція у 2020 році, буде дорівнювати 950 000 тон сухої речовини/рік [1].

За вмістом поживних речовин, доступних рослинам, мул не поступається традиційним органічним добривам. Але через те, що здебільшого на міських очисних спорудах частина води надходить з підприємств, то у складі осаду стічних вод наявні іони важких металів, феноли, ціаніди, поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), патогенні мікроорганізми, яйця гельмінтів і т.д. [2].

Для зменшення вмісту токсичних речовин у складі осаду стічних вод, з метою подальшого його використання в якості органічного добрива, доцільно використовувати компостування або вермикомпостування.

Основною перевагою вермикомпостування перед компостуванням є час дозрівання кінцевого продукту. У випадку з вермикомпостуванням кінцевий продукт можливо отримати через 90 діб від початку процесу, у випадку з компостуванням – через 6 місяців [3, 4]. Ця перевага робить вермикомпостування більш ефективним методом утилізації осадів стічних вод.

Як зазначалося вище, осад стічних вод має у своєму складі іони важких металів та ПАВ, які роблять осад небезпечним для використання у аграрному секторі. У табл. 1 та табл. 2 наведено вміст важких металів та ПАВ у осадах стічних вод до початку вермикомпостування і після, відповідно.

Таблиця 1 – Вміст важких металів у осадах стічних вод до процесу вермикомпостування і після проходження процесу [5].

Речовина/Метал	До вермикомпостування	Через 5 тижнів після вермикомпостування	Нормативи	
			ДСТУ[6]	86/278/ЕЕС[7]
мг/кг				
Cd	0,39	0,56	3-5	20-40
Cu	160,04	133,56	100-300	1000-1750
Cr	353,53	298,15	100-400	-
Pb	47,07	40,91	100-200	750-1200
Zn	1067,20	1038,40	300-1000	2500-4000
Ni	148,03	125,02	50-75	300-400

Таблиця 2 - Вміст ПАВ у осадах стічних вод до процесу вермикомпостування і після проходження процесу [5].

Речовина	До вермикомпостування	Через 5 тижнів після вермикомпостування
Нафталін	266,96	не виявлено
Аценафтилен	15,21	не виявлено
Флуорен	495,92	147,95
Фенантрен	289,42	не виявлено
Антрацен	176,61	86,99
Флуорантен	153,34	78,20
Пірен	146,23	56,58
Бензо(а)антрацен	29,14	15,39
Хризен	33,64	30,65
Бензо(б)флуорантен	498,54	44,76
Бензо(к)флуорантен	138,97	29,63
Бензо(а)пірен	1649,57	56,04
Дібензо(а,h)антрацен	53,66	16,80
Бензо(g,i)пірелен	21,67	2,47

Роблячи висновки з даних, які наведені у табл.1 та табл.2, можна стверджувати, що процес вермикомпостування є ефективним для створення якісного добрива з осадів стічних вод.

1. Обработка осадка сточных вод : полезный опыт и практические советы/ Проект по городскому сокращению эвтрофикации.// Vanha Suurtori, 2012. С. 128.
2. Zorpas A. A. Municipal sewage sludge characteristics and waste water treatment plant effectiveness under warm climate conditions // Desalination and Water Treatment. 2011. Vol. 36, № 1–3. С. 319–333.
3. R.V. Misra, R.N. Roy H. H. On-farm composting methods // LAND AND WATER DISCUSSION PAPER. 2003.
4. Tognetti C. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality // Compost Science and Utilization. 2005. , № 1. С. 6–13.
5. Rorat A., D. Wloka, A. Grobelak [та ін.] Vermiremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in sewage sludge composting process // Journal of Environmental Management. 2017. Вип. 187. С. 347–353.
6. ДСТУ 7369:2013 Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення. [Чинний від 01.01.2014]. Вид. офіц. Київ, 2013. (Інформація та документація)
7. Council of European Communities Protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture // Official Journal of the European Communities. 1986. , Вип. 4, № 7. С. 6–12.

ЗАЛУЧЕННЯ ПІДПРИЄМСТВ ДО ВПРОВАДЖЕННЯ ЛОКАЛЬНИХ СПОРУД ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД

¹Юрченко В.О., ²Панов В.В., ²Терещенко В.С., ²Єпішова Л.Д.

²Харківський національний університет будівництва та архітектури,
¹КП «Харківводоканал»

Забезпечення ефективного і надійного відведення стічних вод (як господарсько-побутових, так і виробничих) та їх очищення є однією з найактуальніших задач сучасного міського господарства. У господарських відносинах, пов'язаних з водокористуванням промислових підприємств, об'єктів автотранспортного комплексу, енергетичних об'єктів та інших юридичних осіб м. Харкова КП «Харківводоканал» є найбільш вразливою стороною. Порушення абонентами КП «Харківводоканал» «Правил приймання стічних вод споживачів у каналізаційну мережу м Харкова», затверджених рішенням виконавчого комітету Харківської міської ради від 09.09.2010 № 321 (далі Правила), спричиняють передчасний знос каналізаційних мереж і очисних споруд, знижують продуктивність технологічного обладнання, значно підвищують витрати реагентів для нейтралізації забруднень, ускладнюють технологію очищення стічних вод та збільшують її вартість і, як наслідок, можуть унеможливити дотримання нормативних показників скидання стічних вод після їх біологічного очищення в річки м. Харкова. А за останні роки в абсолютній більшості районів м. Харкова - Київському, Шевченківському, Московському, Слобідському, Немишлянському, Основ'янському, Індустріальному, спостерігається стабільне зростання нарахувань підвищеного тарифу за скид стічних вод з перевищенням допустимих концентрацій забруднюючих речовин.

На разі КП «Харківводоканал» бере участь в реалізації інвестиційного проекту «Удосконалення системи мулового господарства каналізаційних очисних споруд м. Харкова». З огляду на те, що при реалізації цього проекту буде застосовано сучасне технологічне обладнання, виготовлене за технічними характеристиками, які відповідають нормативам ЄС, результати реалізації проекту в повній мірі залежать від дотримання абонентами вимог нормативних документів. Тому на разі однією з визначальних задач екологічної політики КП «Харківводоканал» є створення системи сприяння та економічної привабливості в будівництві промисловими підприємствами локальних очисних споруд (ЛОС). Такий аспект відносин між КП «Харківводоканал» та підприємствами міста сприяє полегшенню фінансового навантаження на підприємства і скорішому впровадженню ЛОС. В цьому напрямку КП «Харківводоканал» пропонує при доопрацюванні місцевих Правил впровадити економічне рішення, яке дозволить споживачам вивільнити грошові кошти на засоби для поліпшення якості стічних вод, що скидаються підприємствами у міську каналізаційну мережу, а саме, прочистку та промивку систем водовідведення, санацію очисних установок й удосконалення технологічних процесів, будівництво нових ЛОС, або здійснення реконструкції наявних ЛОС. Таке рішення враховує відшкодування витрат, пов'язаних з очищенням стоків, які надійшли з перевищенням допустимих концентрацій забруднюючих речовин на міські очисні споруди. КП «Харківводоканал».

В основу пропозицій КП «Харківводоканал» при оформленні договору про надання послуг з централізованого водопостачання та водовідведення (далі Договору) чи додаткової угоди закладено критерій максимальної еколого-економічної ефективності заходів, що мають бути реалізовані водокористувачами. Так, згідно «Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення та Порядку визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення», затверджених наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 № 316, розмір додаткової оплати за приймання понаднормативних забруднених стоків у договорі, або у додатковій угоді до договору повинен бути у межах 60-80% від оплати, що встановлюється відповідно до п.7.5 Правил. Для конкретизації величини розміру додаткової оплати (якщо серед заходів доведення якості скидів до вимог Правил заплановані роботи по встановленню локальних очисних споруд) можливо рекомендувати критерії по трьох етапах впровадження ЛОС відносно Споживачів, які розпочали роботи з будівництва цих споруд.

Перший етап передбачає проведення робіт по обстеженню системи водовідведення та розробку технічного звіту з наданням рекомендацій по локальному очищенню стічних вод. Розмір додаткової оплати має складати 80% від оплати за місячне нарахування плати за понаднормативні скиди стічних вод. Максимальна тривалість Першого етапу не перевищує 4 місяці. На Другому етапі може бути передбачено проведення робіт по розробці проектної документації на будівництво локальних очисних споруд. Другий етап не забезпечує поліпшення понаднормативно забруднених стоків, але є більш фінансово затратним та тривалим за терміном виконання порівняно з Першим етапом. Розмір додаткової оплати має складати 70% від оплати за місячне нарахування плати за понаднормативні скиди стічних вод. Максимальна тривалість Другого етапу не перевищує 6 місяців. Третій етап - виконання будівельних робіт, закупівля технологічного обладнання, виконання монтажних та пусканалагоджувальних робіт, введення в експлуатацію ЛОС. Третій етап є найбільш фінансово затратним. Розмір додаткової оплати може складати 60% від оплати місячного нарахування за понаднормативні скиди стічних вод, Третій етап є найбільш тривалим за терміном виконання, проте не перевищує 2 років. Загальний строк виконання заходів для доведення якості стічних вод до рівня нормативних вимог не може перевищувати 3 років. Якщо Споживач впродовж Першого та Другого етапів проводить додаткові роботи, направлені на поліпшення складу понаднормативно забруднених стоків, такі

як прочистка та промивка систем водовідведення, санація очисних установок й удосконалення технологічних процесів, розмір додаткової оплати міг би бути знижений на Першому етапі до 60%, (порівняно з установленими 80%), на Другому етапі - до 60% (порівняно з установленими 70%).

У разі погодження із вище наведеним алгоритмом при виконанні робіт із будівництва ЛОС підприємство має звернутися до керівництва КП «Харківводоканал» за оформленням додаткової угоди або договору.

Станом на 01.09.2019 р., за 2 роки (2018-2019 рр.) представниками КП «Харківводоканал» досліджена робота систем водопровідно-каналізаційного господарства міста і його абонентів та надані приписи щодо необхідності обладнання каналізаційних випусків ряду промислових підприємств локальними очисними спорудами. В результаті проведеної роботи 45 (з них – 19 за останній рік) підприємств міста залучились до робіт щодо будівництва ЛОС за запропонованою поетапною схемою в рамках програми КП «Харківводоканал» щодо сприяння скорішому впровадженню ЛОС. Окрім того внаслідок проведеної роботи за 2018-2019 рр. підприємствами міста встановлено 36 ЛОС (підземних та наземних), призначених для очистки промислових стічних вод до рівня вимог скиду в каналізаційну мережу міста. Це такі підприємства як ПрАТ «Кондитерська фабрика «Харків'янка», «ТДВ «Салтівський хлібзавод», АТ «Ефект», «ТОВ «Промелектро Харків», ПА «Плитковий завод», ПАТ «ХФЗ Червона Зірка», та інші. Необхідно зазначити, що успішна робота в цьому напрямку була б неможливою, якщо б не існувало кваліфікованих фахівців та відповідних технічних засобів для реалізації намірів щодо локального очищення промстоків. Найбільш ефективно та плідно з підприємствами міста у проведенні робіт з будівництва ЛОС співпрацювали та взаємодіяли такі компанії, як «Представництво ЛІКК СП.З. О.О.», ТОВ «КП Вода», ТОВ «Сантехнічна служба «Город». Згадані компанії проводять роботи з обстеження, вишукування й проектування різного масштабу та рівня складності, комплектації, постачання, монтажу, пуску й налагоджуванню та сервісному обслуговуванню ЛОС. Таким чином, еколого-економічна політика КП «Харківводоканал» щодо поліпшення стану промислових стічних вод, що скидаються в каналізаційну мережу міста, та залучення промислових підприємств до впровадження ЛОС принесла вагомий позитивні результати.

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ПРИРОДНИХ ФЛОКУЛЯНТІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ЗАБАРВЛЕНИХ РОЗЧИНІВ

Якименко І.К.

Науковий керівник доцент Солодовнік Т.В. к.х.н.

Черкаський державний технологічний університет, Україна, м. Черкаси,

e-mail: yakimenko97@ukr.net, solodovniktetana@gmail.com

Промислові підприємства, в процесі здійснення технологічних процесів, потребують застосування великих об'ємів води, а деякі з них навіть безперервної її подачі. В зв'язку з цим, збільшення потужності таких підприємств, використання безперервних та складних технологічних процесів призводить до збільшення споживання водних ресурсів, а це в свою чергу, супроводжується утворенням великої кількості забруднених стічних вод. Останнім часом, для регулювання стійкості дисперсних систем і, зокрема, суттєвої інтенсифікації процесів очищення води від колоїдно-дисперсних речовин, значного поширення набуває застосування флокулянтів природного та синтетичного походження. Додавання зовсім незначної кількості цих речовин до забруднених водних розчинів істотно змінює стабільність колоїдних дисперсій,

прискорює утворення осаду, збільшує доступність та рухливість коагулянту, а також сприяє більш ефективному очищенню води.

В ході експериментальної наукової роботи, яка виконується дослідною групою кафедри хімічних технологій та водоочищення Черкаського державного технологічного університету, було проведено дослідження інтенсифікації процесу коагуляції при очищенні модельних розчинів наближених за складом до стічних вод текстильних підприємств. Очищення проводилось при сумісному використанні природних флокулянтів з традиційним коагулянтом ($\text{Al}_2\text{SO}_4 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ - кристалогідратом сірчаноокислого алюмінію). В якості природних флокулянтів застосовували альгінат натрію та хітозан. Було досліджено діапазон доз флокулянтів від 10 до 200 мг/дм³ та для встановлення їх оптимальної кількості використовувався метод пробної коагуляції JAR-test (Kemira Flocculator 2000). Під час дослідження проводився контроль за зміною рН розчинів. Для обробки результатів використовували методи аналітичного контролю: спектрофотометрія, нефелометрія та потенціометрія.



Рис. 1 – Експериментальна установка для пробної коагуляції методом JAR-Test

Таким чином, при проведенні експериментально-дослідницької роботи було проаналізовано процес очистки модельних розчинів коагуляційно-флокуляційним методом та встановлено оптимальні дози реагентів. Доведено, що барвники активні та прямі, якими забруднені стічні води текстильних підприємств, потребують різної кількості реагентів, у зв'язку з тим, що вони характеризуються різними типами хімічних зв'язків. Порівняння результатів дослідження інтенсифікації процесу при застосуванні флокулянтів показало, що природний біополімер - хітозан, більш ефективно очищає забарвлені та мутні розчини ніж альгінат натрію. Отримані дані можуть лягти в основу розробки ефективної технологічної схеми для очищення стічних вод текстильної промисловості.

НОВІТНІ КОМПОЗИТИ ДЛЯ АДСОРБЦІЙНОГО ВИЛУЧЕННЯ ФЕНОЛУ З ВОДИ

Якимечко М.М., Курніта А.В., Іваненко І.М.

*Department of Inorganic Substances Technology, Water Treatment and General Chemical Engineering, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", 4 buid, 37, Prosp. Peremohy, Kyiv 03056, Ukraine
e-mail: irinaivanenko@hotmail.com*

Скидання стічних вод медичних закладів, виробництва фармацевтичних препаратів, гірничопромислових комплексів призводить до забруднення поверхневих водних об'єктів різними токсичними хімічними забруднювачами, зокрема фенольними сполуками. Фенольні сполуки, які надходять у навколишнє середовище із шахтними водами і стоками рудозбагачувальних комбінатів, також відносяться до токсичних забруднювачів. Тому на сьогоднішній день основною екологічною проблемою є впровадження сучасних ефективних методів очищення техногенно небезпечних стоків, зниження рівня скидів хімічних речовин, що забруднюють довкілля у процесі їх виробництва, та вжиття заходів щодо запобігання аварійним ситуаціям, пов'язаним із залповими та раптовими викидами і скидами. Підвищення вимог до якості води та допустимих концентрацій забруднень в промислових стічних водах, зумовлює необхідність пошуку нових, екологічно чистих та економічно вигідних способів видалення з них забруднювачів різної природи. До таких методів, які успішно застосовуються для очищення стічних вод від фенолу, можна віднести адсорбційну очистку. Одним із способів досягнення вищого ступеня адсорбційного очищення стічних вод від шкідливих речовин є розробка нових більш ефективних сорбційних матеріалів.

Метою представленої роботи був синтез новітніх композитів на основі промислового активованого вугілля та дослідження їх адсорбційної активності по відношенню до фенолу.

В представленій роботі на основі промислового активованого вугілля (ВАС) було синтезовано два композити ZnO/АС та SnO₂/АС. Для синтезу композиту активованого вугілля з цинку(II) оксидом (ZnO/АС) 2,196 г (0,01 моль) ацетату цинку розчиняли в 60 см³ етилового спирту і перемішували при 60°C протягом 30 хвилин для отримання розчину А. Розчин Б отримували розчиненням 2,520 г (0,02 моль) дигідрату щавлевої кислоти у 80 см³ етилового спирту і перемішували при 50°C протягом 30 хвилин. Розчин В поступово додавали до теплого розчину А по краплях, а потім додавали 10 г активованого вугілля і безперервно перемішували протягом 1 години. Отриманий білий золь з активованим вугіллям витримували протягом доби, висушували за температури 80°C впродовж 10 годин та прожарювали при 400°C.

Для синтезу композиту активованого вугілля з стануму(IV) (SnO₂/АС) 1,41 г SnCl₂·2H₂O розчиняли в 60 см³ етилового спирту, перемішували при 60 °C протягом 30 хвилин. Розчин В отримували розчиненням 2,520 г (0,02 моль) дигідрату щавлевої кислоти у 80 см³ етилового спирту і перемішували при 50°C протягом 30 хвилин. Розчин В додавали до теплого розчину А по краплях, після чого поступово додавали 10 г активованого вугілля і безперервно перемішували протягом 1 години, а отриманий білий золь з активованим вугіллям витримували протягом доби, висушували за температури 80 °C впродовж 10 годин та прожарювали при 400°C.

Адсорбцію досліджували в статичних умовах з використанням модельного розчину фенолу вихідної концентрації 5 ммоль/дм³, яку визначали бромід-броматним методом, відбираючи проби через 60, 120 хвилин та після 6 годин адсорбції. Ступінь вилучення (а, %) розраховували за формулою: $a = ((c_0 - c_p) / c_0) * 100$. Результати цього дослідження у вигляді гістограми залежності адсорбційного вилучення фенолу від часу (t, min.) представлені на Рис.1.

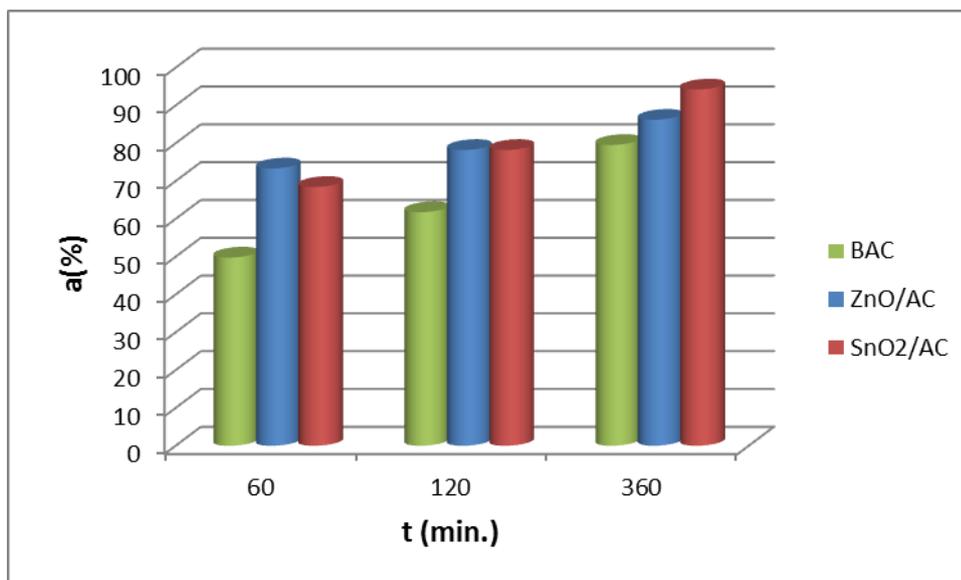


Рис. 1. Ступінь адсорбційного вилучення фенолу вихідним березовим активованим вугіллям (BAC) та синтезованими композитами в залежності від тривалості процесу адсорбції.

Як видно з рисунку, синтезовані композити показують кращу адсорбційну здатність в порівнянні з вихідним активованим вугіллям, а ступінь адсорбційного вилучення фенолу збільшується при збільшенні часу контакту досліджуваних композитів із розчином.

Для композиту SnO₂/AC спостерігається різке зростання ступеня вилучення фенолу від 69% при тривалості контакту 60 хвилин до 79% після 120 хвилин, який досягає 95% після 6 годин контакту, що є найвищим показником представленого дослідження.

Кінетика адсорбційного поглинання фенолу композитом ZnO/AC має інший характер: за тривалості контакту 60 хвилин композит показує найвищий результат серед досліджених адсорбентів (74%), при збільшенні тривалості процесу адсорбції ступінь вилучення фенолу зростає, але не так різко як у попереднього композиту, він складає 79% після 120 хвилин, а після 6 годин контакту досягає 87%.

При дослідженні вихідного березового активованого вугілля отримані найнижчі результати. При тривалості процесу адсорбції 60 хвилин ступінь адсорбції становить 50%, 62% при часі контакту 120 хвилин, та 79% після 6 годин контакту.

Таким чином, представлені експериментальні дані свідчать про високу адсорбційну ємність синтезованих композитів у порівнянні з вихідним березовим активованим вугіллям, а також про перспективність їх застосування в очищенні поверхневих і стічних вод методом адсорбції.

Минулі конференції:



Міжнародна науково-практична конференція «Технології очищення води – технічні, біологічні та екологічні аспекти», присвячена пам'яті професора В. Свентославського (3-5 грудня **2013** р.). У конференції прийняло участь 109 учасників із семи країн світу (України, Польщі, Росії, Казахстану, Таджикистану, Німеччини, Словенії)



II Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (8-11 жовтня **2014**р.). У конференції прийняло участь 103 учасники із трьох країн світу (Україна, Польща, Білорусія).



III Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (28-30 жовтня **2015р.**).
У конференції прийняло участь 107 учасників із чотирьох країн світу (Україна, Польща, Білорусія, Литва).



IV Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (26-28 жовтня **2016р.**).
У конференції прийняло участь 105 учасників з чотирьох країн світу (Україна, Польща, Франція, Білорусія).



V Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (26-27 жовтня **2017р.**).
У конференції прийняло участь 109 учасників з шести країн світу (Україна, Польща, Білорусія, Росії, США, Словаччина).

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:

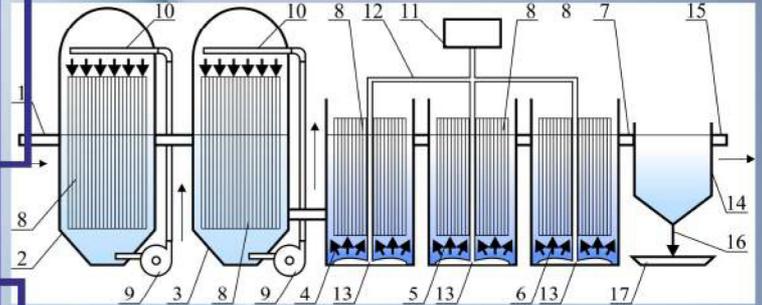
- для промислових і сільськогосподарських підприємств
- для підприємств водопровідно-каналізаційного господарства
- для риборозвідних господарств
- в індивідуальній забудові

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





**POLISH ACADEMY OF SCIENCES SCIENTIFIC CENTER IN KIEV
PRZEDSTAWICIELSTWO POLSKA AKADEMIA NAUK W KIJOWIE
ПРЕДСТАВНИЦТВО ПОЛЬСЬКА АКАДЕМІЯ НАУК У КИЄВІ**

Saksaganskogo 119 off. 9, 01032 Kiev
Kiev, Ukraine e-mail:
henryk.sobczuk@pan.pl
phone: +38 0968532681,
www.kijow.pan.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)

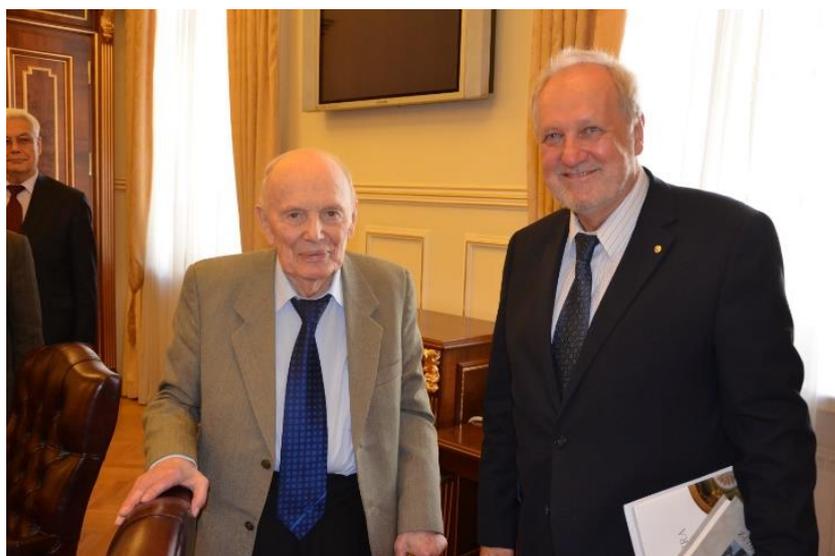
Director of Scientific Center in Kiev prof. Henryk Sobczuk during celebration of Science Days in Kiev, beside in the presidium there is the Vice Minister of Science and Education of Ukraine Maxim Strikha (with mustache).

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)



Наукове видання

**ЧИСТА ВОДА.
ФУНДАМЕНТАЛЬНІ, ПРИКЛАДНІ ТА
ПРОМИСЛОВІ АСПЕКТИ**

Матеріали VI Міжнародної
науково-практичної конференції

14-15 листопада 2019 р.,
Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

*Тези доповідей учасників конференції
подаються в авторській редакції*